



Universidade Federal do Triângulo Mineiro



Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais

Tese de Doutorado

INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA  
CONSUMO HUMANO

Autor: José Waldir De Sousa Filho

Orientador: Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass

Uberaba

2019

José Waldir De Sousa Filho

INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA  
CONSUMO HUMANO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais, na área de concentração Química Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito para a obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass

Uberaba

2019

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do  
Triângulo Mineiro**

S696i

Sousa Filho, José Waldir de  
Inovações tecnológicas para o tratamento de água para consumo humano / José Waldir de Sousa Filho. -- 2019.  
78 f. : il., fig., graf., tab.

Tese (Doutorado Multicêntrico em Química de Minas Gerais) -- Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2019  
Orientador: Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass

1. Abastecimento de água. 2. Água - Purificação. 3. Desinfecção e desinfetantes. 4. Água - Eletrólise. 5. Cloro. 6. Inovações tecnológicas. I. Malpass, Geoffroy Roger Pointer. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 628.1

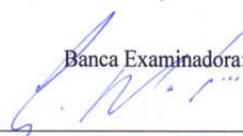
José Waldir De Sousa Filho

INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA PARA  
CONSUMO HUMANO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais, na área de concentração Química Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como requisito para a obtenção do título de Doutor.

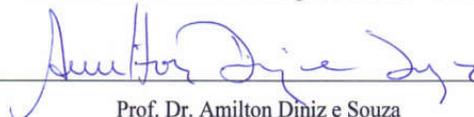
Uberaba, 22 de julho de 2019.

Banca Examinadora:



---

Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass (Orientador)  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM



---

Prof. Dr. Amilton Diniz e Souza  
Instituto Federal do Triângulo Mineiro – IFTM



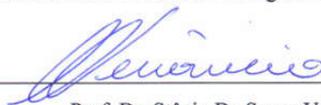
---

Prof. Dr. José Roberto Delalibera Finzer  
Universidade de Uberaba - UNIUBE



---

Prof. Dr. Mônica Hitomi Okura  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro - UFTM



---

Prof. Dr. Stênio De Sousa Venâncio  
Universidade Federal do Triângulo Mineiro – UFTM

Dedico esse trabalho aos meus devotados pais,  
Elisete e José Waldir.

## AGRADECIMENTO

Agradeço ao Criador pela dádiva da vida.

Imensamente grato aos meus pais, José Waldir e Elisete, pelo amor incondicional e por não pouparem esforços para me auxiliar em cada fase de minha existência.

Aos meus irmãos, Ana Paula e Marcus Vinícius, que igualmente compartilharam do carinho de nossos pais e pelo apoio prestado em todos os momentos.

Agradeço imensamente à Eng<sup>a</sup> Giovanna Almeida Lenza, que compartilhou de cada detalhe dessa pesquisa e contribuiu sobremaneira para que fosse concluída com êxito.

Àqueles que compartilharam esse período no Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais da Universidade Federal do Triângulo Mineiro; juntamente agradeço aos professores que fizeram essa conquista ainda mais grandiosa.

Agradeço à Companhia Operacional de Desenvolvimento, Saneamento e Ações Urbanas de Uberaba em nome da equipe da ETA que tem a árdua e nobre tarefa de manter a qualidade da água da cidade de Uberaba.

Agradeço em especial ao meu orientador, Prof. Dr. Geoffroy Roger Pointer Malpass, professor e pesquisador exemplar que não poupou esforços para me auxiliar nesse projeto. Muito obrigado, Professor, pela presteza e pela salutar contribuição que destes ao trabalho. E ao Prof. Dr. David Maikel Fernandes por ter aceitado participar de mais esse desafio e ter contribuído sobremaneira para a elaboração deste trabalho.

Agradeço a todos com os quais compartilho a existência, entendendo que fazemos parte de uma Família Universal onde caminhamos mutuamente rumo ao progresso moral e intelectual.

Agradeço aos amigos do invisível em nome de Agatha Flores que auxiliam imperiosamente aqueles que fazem valer a lei do esforço.

Por fim agradeço ao apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), e ao conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

“A ciência humana de maneira nenhuma nega a existência de Deus. Quando considero quantas e quão maravilhosas coisas o homem compreende, pesquisa e consegue realizar, então reconheço claramente que o espírito humano é obra de Deus, e a mais notável.”

Galileu Galilei

## RESUMO

Tratamento de água para consumo humano tem como grande desafio a estabilidade do padrão de qualidade da água no sistema de abastecimento, tendo uma etapa fundamental a desinfecção para controle de microrganismos patogênicos. A desinfecção utilizando gás cloro pode acarretar a formação de Produtos Secundários da Desinfecção (PSDs) que trás malefícios à saúde. Sendo assim, novas tecnologias para desinfecção que não formam esses subprodutos estão sendo testadas e uma delas é a água eletroquimicamente ativada (ECA) gerada pela eletrólise do cloreto de sódio (NaCl). Além disso, a água suja (vermelha) é um fenômeno recorrente que acarreta diversos contratempos para a comunidade e para as companhias de saneamento, e tem como causas as características da água bruta e também fatores estruturais, operacionais do sistema de abastecimento e reações secundárias na rede. Com isso, tem-se a aplicação de quelantes para sequestrar íons metálicos da água. Esse trabalho teve como objetivo avaliar as inovações tecnológicas aplicadas para a melhoria da qualidade da água para consumo humano em um estudo de caso, sendo comparado na Estação de tratamento de água (ETA) e no sistema de abastecimento de água (SAA) os dois processos de desinfecção – cloro gás e ECA – ao longo de 36 meses, abrangendo períodos de seca e de chuva com um total de 12960 análises laboratoriais. Também foi estudada a utilização de orto-polifosfato na água de abastecimento, sendo 14 meses de avaliação. Foram monitorados os parâmetros ferro, manganês, turbidez, cloro residual, pH, coliformes total e termotolerantes, além dos PSDs – ácidos haloacéticos total, bromato, clorito, 2,4,6-triclorofenol, e trihalometanos total. Os dados foram submetidos a tratamento estatístico por análise de variância com nível de significância de 5%. Não foram formados PSDs em nenhum dos dois sistemas de desinfecção. O cloro residual para o gás sofreu decaimento acentuado nos dois períodos sendo mais intenso no período de chuva. Por outro lado, a ECA manteve o residual até as pontas de rede (PR) não tendo variação significativa entre seca e chuva. O custo dos dois processos foram comparados sendo que a eletrólise apresenta economia de 41,56%. Para a aplicação do orto-polifosfato observou-se a significativa redução de cor, turbidez, ferro, manganês e a estabilidade de pH e cloro residual. Dessa forma, as técnicas estudadas demonstram ser promissoras e sustentáveis uma vez que tem vantagens: técnica, econômica e ambiental.

Palavras-chave: Desinfecção, gás cloro, eletrólise, produtos secundários da desinfecção, orto-polifosfato, água vermelha.

## ABSTRACT

Treatment of water for human consumption has as a great challenge the stability of water in the supply network, with a fundamental step being disinfection to control pathogenic microorganisms. Disinfection using chlorine gas can lead to the formation of disinfection by-products (DBPs) that are harmful to health. Thus, new technologies for disinfection that do not form these by-products are being tested and one of them is electrochemically activated (ECA) water generated by direct electrolysis of sodium chloride (NaCl) solutions. Dirty (red/brown) water is a recurring phenomenon that causes several setbacks to the community and to sanitation companies and has as its causes the characteristics of raw water as well as structural, operational factors of the system and secondary reactions in the network. The objective of this work was to evaluate the technological innovations applied to improve the quality of water for human consumption in a case study, in the industrial plant using the two disinfection processes - chlorine gas and ECA water - for 36 months, covering periods of drought and rain with a total of 12960 laboratory analyses. The use of ortho-polyphosphate in the water supply to stabilize the water in the supply network, with 14 months of evaluation was also studied. The parameters iron, manganese, turbidity, residual chlorine, pH, total and thermotolerant coliforms were monitored, in addition to PSD - total haloacetic acids, bromate, chlorite, 2,4,6-trichlorophenol, total trihalomethanes. The data were submitted to statistical treatment by analysis of variance with significance level of 5%. No DBPs were formed in either system, residual chlorine using gas suffered a marked decay in both periods being more intense in the rainy season. On the other hand, ECA water kept the residual chlorine level until the tips of network (PR) without having significant variation between dry and rainy seasons. The cost of the two processes was compared and the electrolysis presented savings of 41.56%. For ortho-polyphosphate application, significant reduction of colour, turbidity, iron, manganese and pH and residual chlorine stability were observed. Thus, the techniques studied proved to be promising and sustainable as they present technical, economic and environmental advantages.

Keywords: Disinfection, chlorine gas, electrolysis, disinfection by-products, ortho-polyphosphate, red/brown water

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Vista lateral de um tanque de decantação horizontal. ....	24
Figura 2 – Combinação de forças sob partículas discretas em decantador horizontal. ....	25
Figura 3 - Métodos de filtração: fluxo tangencial (à esquerda); fluxo normal (à direita).....	26
Figura 4 – % de agentes desinfetantes com pH da água .....	30
Figura 5 – Fluxograma Desinfecção por Eletrólise de uma solução saturada de NaCl <sub>(s)</sub> .....	32
Figura 6 – Adutoras de polímeros de alta densidade utilizadas em sistemas de distribuição de água para consumo humano. ....	33
Figura 7 – Interior de adutora do sistema de distribuição com formação de tubérculos e incrustações. ....	34
Figura 8 – Correlação entre pH e taxa de corrosão do ferro. ....	35
Figura 9 – Fluxograma do tratamento de água de ciclo completo na ETA em estudo.....	36
Figura 10 – Diagrama de blocos da ETA em estudo. ....	37
Figura 11 – Fluxograma desinfecção por gás cloro em ETAs para consumo humano .....	38
Figura 12 – Reator da eletrólise (A); placas dos eletrodos (B); reação da eletrólise (C); diagrama esquemático da montagem das placas dos eletrodos (D).....	39
Figura 13 – Distribuição espacial entre ETA, reservatórios e pontas de rede do SAA em estudo. ....	40
Figura 14 – Formação do complexo entre orto-polifosfato com íons ferro. ....	41
Figura 15 – Comparação entre a turbidez no sistema de distribuição de água para a desinfecção com Cl <sub>2(g)</sub> e com ECA. ....	45
Figura 16 – Decaimento do cloro residual – Cl <sub>2(g)</sub> – no sistema Norte do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora. ....	49
Figura 17 – Decaimento do cloro residual – ECA – no sistema Norte do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora. ....	49
Figura 18 – Decaimento do cloro residual – Cl <sub>2(g)</sub> – no sistema Sul do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora. ....	50
Figura 19 – Decaimento do cloro residual – ECA – no sistema Sul do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora. ....	50
Figura 20 – Decaimento do cloro residual (Cl <sub>2(g)</sub> ) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Norte em relação ao comprimento da adutora.....	55
Figura 21 – Decaimento do cloro residual (Cl <sub>2(g)</sub> ) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Sul em relação ao comprimento da adutora. ....	55

Figura 22 – Decaimento do cloro residual (ECA) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Norte em relação ao comprimento da adutora.....	56
Figura 23 – Decaimento do cloro residual (ECA) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Sul em relação ao comprimento da adutora. ....	56
Figura 24 – Custos em Reais (R\$) da operação dos sistemas de desinfecção $Cl_{2(g)}$ e ECA durante os 36 meses de estudo na ETA. ....	57
Figura 25 – Índice de Cor antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento. ....	59
Figura 26 – Índice de Turbidez antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento. ....	60
Figura 27 – Descarga em rede do sistema de distribuição de água. ....	60
Figura 28 – Teor de Ferro antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento. ....	62
Figura 29 – Teor de Manganês antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento. ....	63
Figura 30 – Concentração de cloro residual antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.....	64
Figura 31 – pH antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.....	65
Figura 32 – Interior da adutora antes (à direita) e após (à esquerda) da aplicação do orto-polifosfato no sistema de distribuição de água.....	66

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Gradiente de velocidade por operação unitária. ....	21
Tabela 2 – Efeito sobre a alcalinidade devido a coagulantes e produtos utilizados em tratamento de água. ....	23
Tabela 3 – Potencial padrão de redução ( <b>EREDo</b> ) para principais agentes oxidantes. ....	27
Tabela 4 – Distâncias entre ETA, reservatórios e pontas de rede. ....	40
Tabela 5 – PSD e Limite Máximo (ppm). ....	43
Tabela 6 – PSD, resultados, limite máximo e limite de quantificação. ....	46
Tabela 7 – Decaimento de cloro residual (ppm) por quilômetro (km). ....	47
Tabela 8 – Porcentagem de perda de cloro residual (ppm) por quilômetro (km). ....	48
Tabela 9 – Porcentagem de perda de cloro residual – Cl <sub>2(g)</sub> e ECA – (sazonalidade) por quilômetro (ppm/km). ....	53
Tabela 10 – Cloro residual – Cl <sub>2(g)</sub> e ECA – (sazonalidade) nas estruturas do SAA Norte. ....	54
Tabela 11 – Cloro residual – Cl <sub>2(g)</sub> e ECA – (sazonalidade) nas estruturas do SAA Sul. ....	54
Tabela 12 – Número de Reclamações à ETA no período de amostragem. ....	58

## LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA – Análise de Variância;  
ECA – água ativada eletroquimicamente;  
ETA – Estação de tratamento de água;  
G – Gradiente de Velocidade;  
H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – Peróxido de Hidrogênio;  
HAA – Ácidos Haloacéticos;  
HAN – Haloacetoneitrila;  
HK – Halocetonas;  
HNM – Halonitrometanos;  
HO• – Radical Hidroxila;  
Km – Quilômetro;  
Kps – Produto de Solubilidade;  
LQ – Limite de Quantificação;  
PAC – Policloreto de Alumínio;  
pH – Potencial Hidrogeniônico;  
POA – Processos Oxidativos Avançados;  
ppm – partes por milhão;  
PRN – Ponta de Rede Norte;  
PRS – Ponta de Rede Sul;  
PSD – Produtos Secundários da Desinfecção;  
RN – Reservatório Norte;  
RS – Reservatório Sul;  
SAA – Sistema de Abastecimento de água;  
THM – Trihalometanos.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
<b>3 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO .....</b>	<b>18</b>
3.1 MANANCIAS DE ÁGUA.....	18
<b>3.1.1 Subterrâneos.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.2 Superficiais .....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.3 Captação e Adução.....</b>	<b>19</b>
3.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ETA .....	20
3.3 MECANISMOS DE DESINFECÇÃO .....	27
<b>3.3.1 Gás Cloro (Cl<sub>2(g)</sub>) .....</b>	<b>27</b>
<b>3.3.2 Eletrólise do Cloreto de Sódio (NaCl<sub>(s)</sub>) .....</b>	<b>31</b>
3.4 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO.....	32
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>36</b>
4.1 LOCAL DO ESTUDO.....	36
<b>4.1.1 Matéria-prima .....</b>	<b>36</b>
<b>4.1.2 Estação de Tratamento de Água - ETA.....</b>	<b>36</b>
4.2 PROCEDIMENTO GERAL.....	38
<b>4.2.1 Desinfecção da água .....</b>	<b>38</b>
4.2.1.1 Cilindro de gás cloro .....	38
4.2.1.2 Reator - Eletrólise .....	38
4.2.1.3 Delineamento experimental - Desinfecção .....	39
<b>4.2.2 Proteção do sistema de distribuição/remoção de íons ferro e manganês da água</b> .....	<b>41</b>
4.2.2.1 Delineamento experimental - Proteção do sistema de distribuição/remoção de íons ferro e manganês da água.....	42
4.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	42
<b>4.4.1 Métodos Analíticos .....</b>	<b>42</b>

4.4.1.1 Turbidez .....	42
4.4.1.2 pH .....	42
4.4.1.3 Cloro residual.....	42
4.4.1.4 Microbiológicas – Coliformes total e termotolerantes.....	43
4.4.1.5 Produtos secundários da desinfecção .....	43
4.4.1.6 Cor, Ferro e Manganês.....	43
4.4.1.7 Consumo energético .....	43
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>44</b>
5.1 TURBIDEZ .....	44
5.2 MICROBIOLÓGICAS – COLIFORMES TOTAL E TERMOTOLERANTES .....	45
5.3 PRODUTOS SECUNDÁRIOS DA DESINFECÇÃO .....	46
5.4 AGENTES DESINFETANTES – $CL_{2(G)}$ E ECA.....	47
5.5 AGENTE DESINFETANTE: $CL_{2(G)}$ E ECA - SAZONALIDADE.....	52
5.6 AGENTE DESINFETANTE: $CL_{2(G)}$ E ECA - CUSTO .....	57
5.7 ORTO-POLIFOSFATO DE SÓDIO .....	58
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>67</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A expansão demográfica que as grandes cidades veem enfrentando tem como alicerce para o desenvolvimento sustentável o saneamento básico. A possibilidade de crescimento econômico está aliada a qualidade de vida que a população possui. Indubitavelmente grandes centros urbanos com alta tecnologia estão concentrados em locais que dispõem de uma ampla política de saneamento básico (AUGSBURG; RODRÍGUEZ-LESMES, 2018; BEDIAKO et al., 2018; DO et al., 2017; ŁANGOWSKI; BRDYS, 2018; KHORSHIDI; NIKOO; SADEGH, 2018).

O saneamento básico é um dos indicadores de análise que reflete a condição socioeconômica de um país haja vista que indicadores demonstram que há uma correlação entre investimento em saneamento e saúde pública. Saneamento básico abrange coleta e tratamento de água, esgoto e lixo além de limpeza urbana e drenagem da água pluvial. Com isso, percebe-se o quão relevante é para o bem-estar social a conscientização para a melhoria contínua do saneamento básico (ALI et al., 2014; HINDIYEH; ALI, 2010; KOLEVA; STYAN; PAPAGEORGIU, 2017; KWON; KWON, 2016; LI et al., 2018; PORIES, 2016; TAKALA, 2017).

As águas superficiais como de córregos, rios e açudes são captadas e bombeadas para as estações de tratamento de água onde recebem os tratamentos adequados que as caracterizam ao final do processo como água potável (MI et al., 2015; ON; PYO; MYUNG, 2018; LI et al., 2018; POSTIGO et al., 2018; XU et al., 2017). Os contaminantes biológicos são comuns em águas superficiais e devem ser removidos para garantir uma água de qualidade. Dentre os patógenos mais comuns estão os coliformes, vírus entéricos, pseudomonas e protozoários. Para auxiliar na redução desse material biológico, se utilizam agentes desinfetantes no tratamento, sobretudo a base de cloro, como dióxido de cloro e o próprio gás cloro e a ECA gerada por sistema de eletrólise. No entanto, a formação de produtos secundários da desinfecção é um dos grandes obstáculos para a manutenção da qualidade da água. Os agentes desinfetantes a base de cloro ao se reagirem com matéria orgânica tendem a formar trihalometanos, ácidos haloacéticos dentre outros que são produtos com ação cancerígena (ABDULLAH et al., 2009; BEHBAHANI et al., 2018; ON; PYO; MYUNG, 2018; XUE et al., 2017; WANG et al., 2018; WANG; ZHU; HU, 2017; XING et al., 2018; XUE et al., 2017; ZHAI et al., 2017).

O uso do cloro para desinfecção de água potável tem sido utilizado amplamente por mais de 100 anos, por ser de baixo custo e apresentar maior residual em sistemas de distribuição. Porém há outros desinfetantes que são os processos oxidativos avançados (POAs), como a

utilização de radiação não ionizante luz ultravioleta na faixa germicida 254 nm; ultrassom, eletrólise os quais têm-se mostrado muito eficientes na oxidação dos compostos biológicos (ABDULLAH et al., 2009; BAI et al., 2018; FISHER; KASTL; SATHASIVAN, 2011; FISHER; KASTL; SATHASIVAN, 2012; GOSSELIN et al., 2013; ON; PYO; MYUNG, 2018; XING et al., 2018).

A eletrólise tem chamado a atenção para a desinfecção de água para consumo humano por se mostrar menos agressiva ao meio ambiente e ter resultados satisfatórios na manutenção da qualidade da água. A eletrólise do cloreto de sódio gera uma ECA, que além de agir como agente desinfetante permite a oxidação de material incrustado no interior das adutoras deixando o sistema de distribuição em condições adequadas para operação (AMIKAM; NATIV; GENDEL, 2018; BAI et al., 2018). Com o sistema de desinfecção a base da eletrólise tem-se a geração de uma ECA com a inclusão no sistema do peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) que age como agente oxidante avançado com o pH mais distante possível da alcalinidade, conforme deslocamento de equilíbrio para ação do radical hidroxila,  $HO^\bullet$  (AMIKAM; NATIV; GENDEL, 2018; BAI et al., 2018; BEHBAHANI et al., 2018; MEYER, 1994).

O pH próximo a 7,0 mantém na rede de distribuição água com maior estabilidade de reações secundárias de microrganismos, uma vez que o residual de cloro se encontra dentro do adequado além de proteger a rede do fenômeno da corrosão. Os íons ferro e manganês são problemas recorrentes nas águas de abastecimento, sendo oriundos dos mananciais e/ou também de deformidades nas adutoras. São metais que causam danos à saúde e por isso, devem ser removidos da água. Para isso, é adequado utilizar-se de quelantes, sequestrantes, de ferro e manganês, como meio para adequar a água a potabilidade. Um quelante viável é o ortopolifosfato que tem potencial para ser aplicado em ETAs (ALVAREZ-BASTIDA et al., 2013; PENG e KORSHIN, 2011).

A ETA em estudo é de ciclo completo – coagulação; floculação; decantação e filtração. O tratamento físico-químico é realizado por adição de alcalinizante - hidróxido de cálcio em suspensão, e por coagulante - sulfato de alumínio líquido. O sistema de distribuição é constituído por adutoras de ferro fundido e poliméricas, além de possuir 10 centros de reservação de água. O desenvolvimento da cidade fez com que a ETA ficasse envolta por área urbana o que levou a necessidade da adoção de metodologias mais seguras e eficientes para o tratamento de água. Dessa forma, considerando essas inovações tecnológicas que possibilitam a estabilidade química da água no sistema de distribuição abrangendo as pontas de rede da cidade, foi estabelecido o desenvolvimento desse trabalho.

## 2 OBJETIVOS

Avaliar as inovações tecnológicas aplicadas em um estudo de caso do sistema de abastecimento de água de Uberaba/MG.

### 2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Realizar a comparação da eficiência do sistema de desinfecção tradicional com a ECA;
- II. Realizar análises de parâmetros físicos, químicos e biológicos para monitoramento da qualidade de água de distribuição;
- III. Comparar os custos operacionais entre os sistemas de desinfecção: gás cloro e ECA;
- IV. Avaliar o uso de orto-polifosfato de sódio como agente quelante no sistema de distribuição.

### **3 LEVANTAMENTO BIBLIOGRÁFICO**

#### **3.1 MANANCIAS DE ÁGUA**

Água para consumo humano pode ser obtida por diversas fontes que são conhecidas por mananciais. São classificados em dois tipos: subterrâneos e superficiais.

##### **3.1.1 Subterrâneos**

Mananciais subterrâneos para fornecimento de água para sistemas de abastecimento, são os poços tubulares com profundidade mínima de 90 metros. Existem situações excepcionais onde se tem mananciais que atingem aquíferos e que podem chegar a 500 metros de profundidade. Os parâmetros físico-químicos dessas águas as qualificam como águas de boa qualidade e que requer pouco tratamento. Normalmente o único tratamento exigido é a desinfecção para controle de microrganismos no sistema de distribuição. São águas que lixiviam material das rochas que o constituem e tem composição química conforme o local em que se encontram. (CALLEGARY et al., 2018; GASTMANS et al., 2017; LEE et al., 2018; NIJSTEN et al., 2018).

Estão expostos à sazonalidade onde se verifica a influência dos períodos secos e chuvosos nas concentrações dos constituintes (CALLEGARY et al., 2018; LEE et al., 2018; NIJSTEN et al., 2018). A legislação para potabilidade determina que esse tipo de manancial seja monitorado semanalmente para cloro e turbidez e semestralmente para o conjunto legal que determina a potabilidade (BRASIL, 2017).

No Brasil existem poços tubulares perfurados de forma clandestina o que acarreta grandes impactos ambientais, haja vista, que drena o solo aumentando com isso a desertificação da bacia em que está localizado. Além de prejudicar a disponibilidade hídrica dos mananciais de superfície devido à redução do escoamento (GASTMANS et al., 2017).

##### **3.1.2 Superficiais**

Os mananciais superficiais apresentam uma matriz química e microbiológica mais complexa e menos estável do que os mananciais subterrâneos. São os rios, açudes, represas/barragens de onde se captam a água para tratamento de acordo com os padrões de potabilidade. Estão expostos às intempéries sendo sobrecarregados com material das encostas,

recebendo lixiviação, e o mais agravante que são as enchentes nas cidades que acabam por carrear todo material como lixo para esses mananciais (PIVOKONSKY et al., 2018; SINGH et al., 2015; TIAN et al., 2019).

Os rios no Brasil de forma geral estão comprometidos pelo lançamento inadequado de efluentes. São indústrias e até mesmo esgoto doméstico sendo descartados ilegalmente. Com a deficiência da drenagem urbana em períodos chuvosos aumenta consideravelmente o grau de contaminação e sobrecarga que os mananciais superficiais recebem (CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; TIAN et al., 2019; VERAS et al., 2019).

Em algumas cidades onde se tem escassez de água ou a estação de seca é mais prolongada costuma-se construir represas para armazenamento de água no período de chuvas e que será utilizada na estiagem. Nesses sistemas, tem-se a decantação do material particulado na própria represa permitindo assim que a água entregue à ETA chegue com pouca necessidade de clarificação. Um agravante da água represada é a proliferação de cianobactérias que liberam uma toxina – cianotoxina – em contato com o cloro da desinfecção. Dessa forma, tem-se que atentar para a dosagem correta do agente desinfetante (CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; PESTANA et al., 2019; TIAN et al., 2019; VERAS et al., 2019).

Manancial superficial de forma geral possui matriz de água que requer tratamentos mais completos para se enquadrar no quesito potabilidade. A qualidade da água bruta determina quais são as operações unitárias do tratamento e também a necessidade de produtos químicos utilizados para essa finalidade (CUNHA; SABOGAL-PAZ; DODDS, 2016; SINGH et al., 2015).

A água captada dos rios é direcionada para uma estação de recalque que a destinará para a ETA através de bombeamento. Nessas situações a agitação, se torna intensa não havendo necessidade de utilizar misturador mecânico ao sistema.

### **3.1.3 Captação e Adução**

Na captação de água superficial tem-se a condução da água por canais para em seguida ser bombeada à ETA, ou também por gravidade dependendo da topografia do local. De fundamental importância na captação está o gradeamento onde se evita que chegue à sucção das bombas qualquer material que possa vir a danificar os componentes mecânicos dos equipamentos (SMIT et al., 2019; SORIN; ALDEA; MăDăLIN, 2017).

A finalidade da condução da água por canais está na diminuição da agitação e acúmulo de água para a posterior sucção, além de proporcionar a decantação de sedimentos que são

altamente prejudiciais para as bombas. Os rios no Brasil de forma geral, estão com alto grau de poluição e com isso lixo são despejados nos corpos d'água. Com isso, tem-se desde pneus a sofás dentro dos rios e que chegam as estações de captação. Dessa forma, o gradeamento é imperioso ao impedir que esses materiais venham a ser succionados para as ETAs (SORIN; ALDEA; MăDăLIN, 2017).

Após à captação vem o bombeamento (adução) da água para as ETAs, ou o direcionamento da água por gravidade. Essas estações de recalques trabalham com bombas de alta potência que realizam o bombeamento da água sobre pressão para vencer a topografia dos vales dos rios e com isso direcionar a água para o tratamento (FETYAN; EL\_GAZZAR, 2014; SMIT et al., 2019).

Nessa etapa tende-se a evitar o efeito da cavitação hidráulica que pode ocasionar sérios danos aos rotores das bombas provocando perda de carga no sistema de bombeamento. Para minimizar esses efeitos promove-se manutenção constante além da regulação através de inversores de frequência que controlam de forma otimizada a rotação do motor (FETYAN; EL\_GAZZAR, 2014; SORIN; ALDEA; MăDăLIN, 2017).

Em locais que possuem aclave é recomendado a instalação de válvulas de alívio, antecipadoras de onda para evitar o retorno da água em situações de pane no sistema de bombeamento. Esse retorno pode provocar o golpe de aríete. Efeito esse que causa severos danos a estrutura física das adutoras além da perda de vidas humanas em caso de acidente (FETYAN; EL\_GAZZAR, 2014).

### 3.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ETA

Na ETA o tratamento se dá por processos físicos e químicos. A água receberá os produtos químicos combinados com uma série de tratamentos em dispositivos de operações unitárias que irão promover o tratamento da água de ciclo completo (RAMAVANDI, 2014). Esse tipo de tratamento é o utilizado pelo meio urbano para a clarificação e descontaminação da água (JIAO et al., 2017). Em zonas rurais com vazões menores tem-se muitas das vezes somente a desinfecção e a filtração lenta (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; RICHTER, 2017).

A água chega à ETA na câmara que recebe o nome de mistura rápida. Nessa câmara é onde se faz a dosagem dos produtos químicos (RAMAVANDI, 2014). Quando a água chega é bombeada do manancial ela já possui um grau de agitação elevado e propício para a reação química dos produtos (BUBAKOVA; PIVOKONSKY, 2012). Em situações em que a ETA está

junto à captação há a necessidade da agitação mecânica da água na mistura rápida para promover o gradiente de velocidade,  $G$ , requerido para as reações (BUBAKOVA; PIVOKONSKY, 2012; OLIVEIRA; DONADEL, 2019).

Gradiente de velocidade é o grau de agitação da água – movimento do fluido – que promove a colisão entre as partículas, sendo dessa forma, controlável (BUBAKOVA; PIVOKONSKY, 2012; MOHAMMED; SHAKIR, 2018; OLIVEIRA; DONADEL, 2019). O gradiente pode ser expresso de várias formas dependendo do ensaio hidráulico realizado, no entanto, para operações de ETAs se utiliza a expressão indicada na Equação 1 (ABNT, 1992), onde se tem:

$$G = \sqrt{\frac{g \cdot h}{\mu \cdot t}} \quad (1)$$

Onde:

$G$  = gradiente de velocidade, em  $s^{-1}$ ;

$g$  = aceleração da gravidade, em  $m \cdot s^{-2}$ ;

$h$  = somatório das perdas de carga na entrada e ao longo da câmara, em m;

$\mu$  = viscosidade cinemática, em  $m^2 \cdot s^{-1}$ ;

$t$  = tempo de residência na câmara, em s.

Para cada etapa do tratamento de água se aplica um gradiente de velocidade de forma a obter a maior remoção de material particulado, Tabela 1 (OLIVEIRA; DONADEL, 2019).

**Tabela 1** – Gradiente de velocidade por operação unitária.

<b>Operação Unitária</b>	<b>Gradiente de Velocidade (<math>s^{-1}</math>)</b>	<b>Tempo de Agitação (min)</b>
Mistura Rápida (coagulação por varredura)	300 a 1500	$\leq 1$
Floculação (mecanizada)	70 a 10	20 a 60

Fonte – Adaptado de Di Bernardo; Dantas; Voltan. (2017); Richter (2017).

Na mistura rápida tem-se o maior gradiente de velocidade aplicado uma vez que ali se procura o maior contato das partículas com os produtos químicos dosados na água

(BUBAKOVA; PIVOKONSKY, 2012; MOHAMMED; SHAKIR, 2018). Com isso, tem-se a reação mais efetiva para a agregação das moléculas para formarem os flocos nas etapas seguintes (OLIVEIRA; DONADEL, 2019). A sequência física do tratamento é a atenuação de velocidade da água para proporcionar a decantação do material particulado.

Os produtos químicos adicionados à água são geralmente para a pré-desinfecção, alcalinizantes e coagulantes (RAMAVANDI, 2014). Na desinfecção o agente desinfetante começa a promover a redução do número de microrganismos na água evitando assim a contaminação de todo o sistema da ETA em eventuais descargas de matéria orgânica nos cursos d'água (XU et al., 2018a). Outra medida proporcionada pelo desinfetante, ECA, é a oxidação de compostos presentes na água como exemplo ferro e manganês (YANG et al., 2010).

Em águas que possuem o pH mais alcalino não se faz uso do alcalinizante. Por outro lado, onde se utiliza coagulantes de hidrólise ácida é necessária a correção do pH para promover a efetiva formação dos flocos e conseqüentemente a coagulação do material particulado (JIAO et al., 2017; YANG et al., 2010). Os alcalinizantes mais utilizados são o hidróxido de sódio e o de cálcio, tendo mais destaque esse último. Nas ETAs, atualmente, se utiliza o hidróxido de cálcio em suspensão facilitando a dosagem do produto e manuseio. O produto sólido para ser dosado tem-se que promover a solução dele em água para posterior utilização. Dessa maneira, a sacaria como é conhecida a utilização do produto sólido para preparo da solução, acarreta riscos ergonômicos além da perda da padronização de uma solução com concentração estável.

Os coagulantes para tratamento de água são os mais diversos sendo que os a base de alumínio e ferro se destacam (JONES; BRIDGEMAN, 2019; MOHAMMED; SHAKIR, 2018). Ultimamente vem crescendo a quantidade de pesquisas com coagulantes naturais tais como tanino e oriundos da planta moringa oleífera (ADESINA et al., 2019; JONES; BRIDGEMAN, 2019). São de coagulação alcalina, no entanto, ainda estão em fase experimental pois ainda não estão adaptados para tratamento de água em escala industrial. Uma característica de coagulantes a base de taninos e a forte coloração da água após a sedimentação, e isso requer etapas de filtrações mais eficientes para a remoção da cor (RAMAVANDI, 2014).

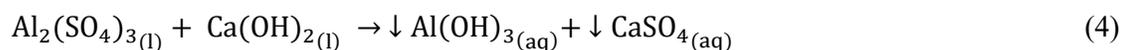
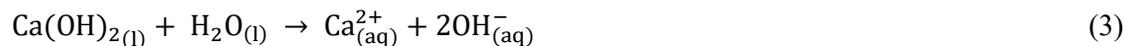
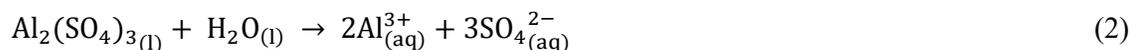
O coagulante a base de ferro mais utilizado é o cloreto férrico –  $\text{FeCl}_3$  – e os de alumínio estão o Policloreto de alumínio –  $\text{PAC} (\text{Al}_n (\text{OH})_m \text{Cl}_{3(n-m)})$  – e o sulfato de alumínio líquido –  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ . Os coagulantes a base de ferro e alumínio estão elencados na Tabela 2.

**Tabela 2** – Efeito sobre a alcalinidade devido a coagulantes e produtos utilizados em tratamento de água.

1 mg.L <sup>-1</sup>		Variação na alcalinidade em mg.L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub>	
Produto	Fórmula	Diminuição	Aumento
Cal Hidratada	Ca(OH) <sub>2</sub>	----	1,35
Cloreto Férrico	FeCl <sub>3</sub>	0,93	----
Hidróxido de Sódio	Na(OH)	----	1,25
Sulfato de Alumínio	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> .18 H <sub>2</sub> O	0,45	----
Cloro	Cl <sub>2</sub>	1,41	----
Hipoclorito de sódio	NaClO	----	0,67
Hipoclorito de cálcio	Ca(ClO) <sub>2</sub>	----	0,7

Fonte – Adaptado de RICHTER (2017)

A coagulação do sulfato de alumínio está na faixa de pH ótima de 6,8 sendo, portanto, de hidrólise ácida (YANG et al., 2010), conforme reação química abaixo, na Equação 2. Dessa forma, se faz necessária a correção do pH para promover a coagulação, e para isso utiliza-se do alcalinizante, na Equação 3. O alcalinizante permite a formação de sais com baixos produtos de solubilidade (Kps) permitindo assim a remoção do material particulado da água, na Equação 4.



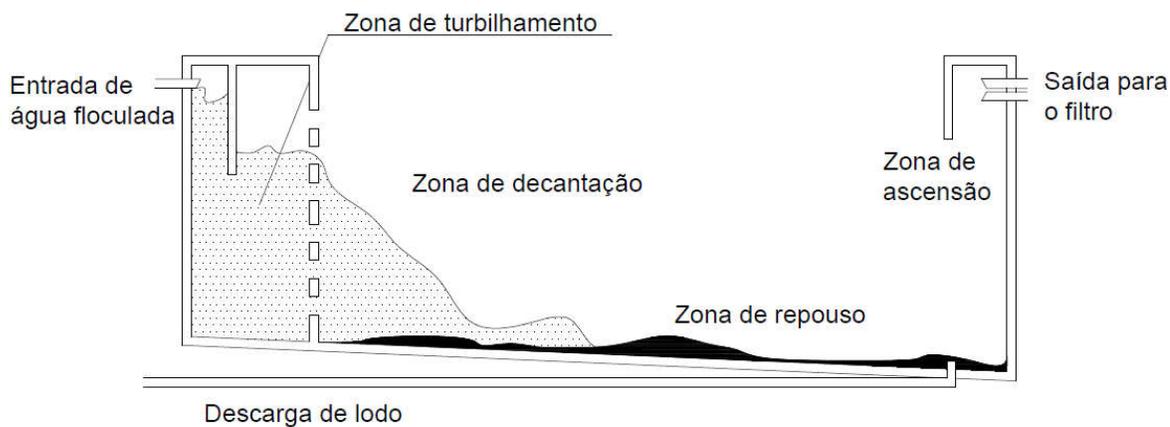
Em seguida a água é direcionada aos floculadores onde se inicia a diminuição do gradiente de velocidade por uma série de chicanas e módulos de floculação. Esses equipamentos são tanques retangulares com eixo de hélices com agitação mecânica. Estão dispostos em série onde há a diminuição gradual da agitação promovendo assim a formação ideal dos flocos. O

número de flocladores por estação de tratamento é uma questão de ajuste em função da obtenção do gradiente de velocidade de floclação. De acordo com isso, tem-se a profundidade da ETA estabelecida por projeto e conseqüentemente obtém-se a área de cada floclador (OLIVEIRA; DONADEL, 2019; PESTANA et al., 2019).

Na saída da floclação os flocos já estão agregados com gradiente de velocidade próprios para os tanques de decantação/sedimentação (YANG et al., 2010). Nessa etapa a água é distribuída em grandes tanques onde os flocos irão sofrer o processo de sedimentação (JIAO et al., 2017).

A decantação ocorre na parte inicial do tanque sendo esse dividido em: zona de decantação, repouso e ascensão. A zona de turbilhamento está localizada na câmara de recepção de água dos flocladores e antes da cortina de distribuição de água aos sedimentadores. As zonas de sedimentação estão indicadas na Figura 1.

**Figura 1** – Vista lateral de um tanque de decantação horizontal.

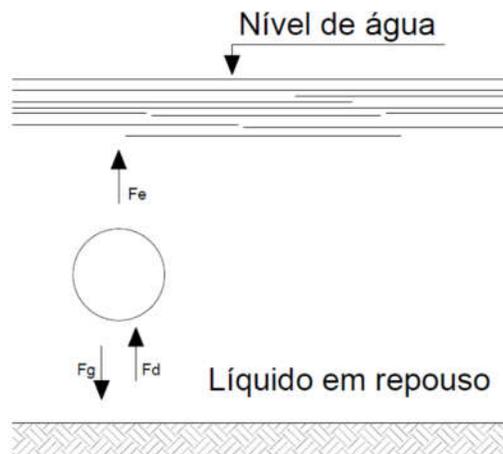


**Fonte** – Adaptado de Di Bernardo; Dantas; Voltan. (2017); Richter (2017).

Nos decantadores de fluxo horizontal, tem-se a atuação de uma combinação de forças, a do escoamento horizontal promovendo o deslocamento da água em direção aos filtros, a força gravitacional ( $F_g$ ) e o empuxo ( $F_e$ ) agindo sobre os flocos e o arrasto (*Drag Force -  $F_d$* ) causado pelo movimento da partícula em um líquido, demonstradas na Figura 2 (JIAO et al., 2017; SALEEM; BACHMANN, 2019).

Dessa maneira, é a força resultante da sedimentação que permite a formação do perfil de decantação. Nessa operação unitária tem-se a remoção intensa do material particulado.

**Figura 2** – Combinação de forças sob partículas discretas em decantador horizontal.



**Fonte** – Adaptado de Di Bernardo; Dantas; Voltan. (2017); Richter (2017).

Os tanques de sedimentação podem ser do tipo convencional ou de alta taxa. Na decantação convencional utiliza-se somente do espaço físico disponível para promover as zonas de decantação. A vazão é o fator chave de todo o processo de tratamento de água, e nessa etapa influi amplamente na formação dos perfis já citados.

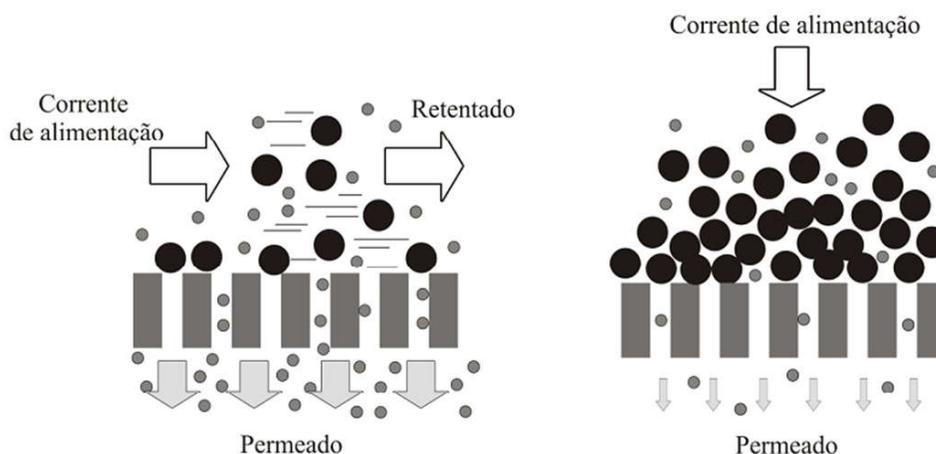
Na decantação de alta taxa utiliza-se de equipamentos ou estruturas físicas que promovam a quebra do coeficiente de velocidade dos flocos permitindo a sedimentação forçada. As estruturas mais utilizadas são lonas plásticas ou módulos tubulares poliméricos. A aplicação desses mecanismos auxiliares para a decantação acarreta que a sedimentação se relaciona com a área e não com a profundidade (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; JIAO et al., 2017; JONES; BRIDGEMAN, 2019; RICHTER, 2017; SALEEM; BACHMANN, 2019).

O material particulado sedimenta e se acumula no fundo do tanque formando a camada de lodo. Esse material é recolhido e encaminhado para a casa de desidratação (separação de fases), onde passará por tratamento químico – polímeros – e por processos físicos – centrifugação – para que se possa realizar a separação de fases onde a água vai para o reciclo e retorna para o processo e o material sólido com menor teor de umidade é destinado ao descarte apropriado (HAGEMANN et al., 2019; MYMRIN et al., 2019; SISWOYO et al., 2019).

A água na sequência é encaminhada aos filtros onde haverá a remoção final do material particulado restante, material biológico, e principalmente de metais dissolvidos (JIAO et al., 2017; MOHAMMED; SHAKIR, 2018; XU et al., 2018a). A filtração pode ser ascendente ou descente, convencional – *dead end* – ou tangencial, demonstradas na Figura 3. Os pedregulhos filtrantes (seixos rolados) são alocados na parte inferior do filtro, apoiados sobre a placa crivada,

sobre esses estão colocadas a areia filtrante e na parte superior o material adsorvente, mais comum carvão ativado (antracito) ou zeólitas (BÄHNER; SANTACOLOMA; HUUSOM, 2019; JIAO et al., 2017).

**Figura 3** - Métodos de filtração: fluxo tangencial (à esquerda); fluxo normal (à direita).



Fonte – Adaptado DE SOUSA FILHO; OKURA; PASOTTO (2014)

A água filtrada então é armazenada no tanque de contato onde receberá o tratamento final para ser distribuída à população. Nessa etapa tem-se a fluoretação por determinação da Legislação Federal do Ministério da Saúde Portaria de Consolidação N° 5 de 2017 Anexo XXI (BRASIL, 2017). A fluoretação pode ser por sais de flúor como o fluoreto de sódio que será adicionado à água após a preparação da solução ou por meio do fluorsilicato de sódio líquido. Na forma líquida já se apresenta pronto para a dosagem no tanque de contato. Na sequência realiza-se a desinfecção da água. Esses tratamentos abaixam o pH da água sendo necessário a pós alcalinização. Enfim a água está pronta a ser distribuída sendo classificada como água tratada. Por fim, faz-se o bombeamento através da estação de recalque pelas adutoras da cidade, e/ou também pode-se distribuir a água da ETA para os reservatórios por gravidade de acordo com a topografia da região (GUISSOUMA et al., 2017; LI et al., 2019; TORREGROSSA; CAPITANESCU, 2019).

### 3.3 MECANISMOS DE DESINFECÇÃO

#### 3.3.1 Gás Cloro ( $\text{Cl}_2(\text{g})$ )

A desinfecção de águas para consumo humano é realizada através de agentes desinfetantes que promovem a redução do número de microrganismos. No entanto, a formação de produtos secundários da desinfecção é um dos grandes obstáculos para a manutenção da qualidade da água. Os agentes desinfetantes a base de cloro ao se reagirem com matéria orgânica tendem a formar trihalometanos (THM), ácidos haloacéticos (HAA), dentre outros que são produtos com ação cancerígena. A maioria são a base de cloro como dióxido de cloro, hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio, gás cloro. Novas tecnologias estão sendo instaladas como a ozonólise, a base de ozônio  $\text{O}_3(\text{g})$  e da ECA pela eletrólise do cloreto de sódio, algumas delas são consideradas processos oxidativos avançados – POAs (ARAÚJO et al., 2016; DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; ON; PYO; MYUNG, 2018; POSTIGO et al., 2018; XING et al., 2018). Os agentes oxidantes utilizados são os mais variados sendo os principais indicados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Potencial padrão de redução ( $E_{RED}^0$ ) para principais agentes oxidantes.

Oxidante	Oxidante	$E_{RED}^0$ (V)
Hidroxila	$\text{HO}^\bullet$	2,80
Ozônio (meio ácido)	$\text{O}_3$	2,07
Peróxido de Hidrogênio (meio ácido)	$\text{H}_2\text{O}_2$	1,78
Dióxido de Cloro	$\text{ClO}_2$	1,71
Ácido Hipocloroso	$\text{HClO}$	1,49
Monocloroamina	$\text{NH}_2\text{Cl}$	1,40
Cloro	$\text{Cl}_2$	1,36
Dicloroamina	$\text{NHCl}_2$	1,34
Ozônio (meio básico)	$\text{O}_3$	1,24
Hipoclorito	$\text{ClO}^-$	0,90
Peróxido de Hidrogênio (meio básico)	$\text{H}_2\text{O}_2$	0,85

Fonte – Adaptado de Araújo et al. (2016); Di Bernardo; Dantas; Voltan. (2017).

Os POAs têm-se mostrado muito eficientes na oxidação dos compostos biológicos. Uma alternativa que tem sido utilizado para substituir o sistema convencional de desinfecção é o

processo *fenton* que se mostra mais barato e com menos impacto ambiental com relação aos desinfetantes a base de cloro. O processo *fenton* é conhecido por gerar uma espécie altamente oxidante, o radical hidroxila ( $\text{HO}^\bullet$ ), através de uma série de reações envolvendo íons ferro e peróxido de hidrogênio em pH ácido. São capazes de oxidar metais tais como ferro e manganês que são lixiviados em águas de mananciais superficiais (GOSSELIN et al., 2013).

O uso do cloro para desinfecção de água potável tem sido utilizado amplamente por mais de 100 anos, por ser de baixo custo e apresentar maior residual em sistemas de distribuição. Porém há outros desinfetantes que são os processos oxidativos avançados (POAs), como a utilização de radiação não ionizante, luz ultravioleta na faixa germicida 254 nm; ultrassom, eletrólise. A dosagem do agente desinfetante pode ser feita na água bruta, durante o tratamento na etapa de decantação, ou após a filtração. São denominadas pré, inter e pós desinfecção respectivamente (BAI et al., 2018; BEDIAKO et al., 2018; CRISTO et al., 2015; LI et al., 2018; MI et al., 2015; ON; PYO; MYUNG, 2018; POTGIETER et al., 2018; XING et al., 2018; WANG et al., 2018; XUE et al., 2017; ZHAI et al., 2017).

Intervenções associadas a manutenções no sistema de distribuição de água potável podem contribuir para a contaminação por patógenos na água tais como: realocação de redes ou pressão negativa para o reparo da estrutura interna da adutora oriunda dos danos causados pela oxidação (corrosão) e reações secundárias na rede ocasionando a perda de água. Essas falhas podem acarretar perda física e hidráulica da estrutura, dessa forma, tem-se por um curto período de tempo a contaminação que pode afetar a saúde da população (BLOKKER; SMEETS; MEDEMA, 2018; FONTANAZZA et al., 2015; KHORSHIDI; NIKOO; SADEGH, 2018; KILINÇ et al., 2018; ŁANGOWSKI; BRDYS, 2018; LIU et al., 2018; NASERIZADE; NIKOO; MONTASERI, 2018).

A estabilidade do agente desinfetante no sistema de distribuição depende de vários fatores tais como: pressão da linha, qualidade da água, manutenções de rede e tipo de desinfetante. No caso do uso gás cloro, sua concentração diminui no decorrer do sistema e por isso na saída do tratamento tem-se uma concentração de cloro maior do que nas extremidades do sistema de distribuição – pontas de rede (ANGULO, 2017a; BLOKKER; SMEETS; MEDEMA, 2018; FONTANAZZA et al., 2015; ŁANGOWSKI; BRDYS, 2018; LI et al., 2018; MI et al., 2015; WANG et al., 2018).

A cinética de decaimento do cloro no sistema de distribuição é dada pela concentração do cloro em ppm ( $\text{mg. L}^{-1}$ ) e o tempo (t) em dias, Equação 5 (AL-JASSER, 2007; FISHER, KASTL E SATHASIVAN, 2012; MONTEIRO et al., 2014; WANG et al., 2019; KIENE, LU e LEVI, 1998; NEJJARI et al., 2014).

$$\frac{d[Cl]}{dt} = -k \cdot [Cl] \quad (5)$$

Onde:

$k$  = Constante cinética de primeira ordem ou constante de primeira ordem de decaimento do cloro ( $\text{dia}^{-1}$ );

Integrando a Equação 5 e admitindo que  $[Cl]$  seja  $[Cl]_0$  no tempo  $t$  inicial sendo igual a 0, a equação de primeira ordem utilizada para descrever a perda de cloro é dada pelas Equações 6 e 7:

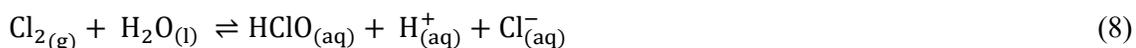
$$[Cl] = [Cl]_0 \cdot e^{-kt} \quad (6)$$

Ou

$$\ln [Cl] = \ln [Cl]_0 - k \cdot t \quad (7)$$

Em uma ETA o gás cloro é dosado em água de arraste onde irá se solubilizar e então ser adicionado à água do tanque de contato que será distribuída à população. Possui alto passivo ambiental como risco de vazamento e por ser um gás denso ele se concentra na parte inferior de um cômodo dificultando o deslocamento em caso de acidente. Dentre as principais patologias estão: provocar ou agravar um incêndio, oxidante; pode explodir sob ação do calor; provoca queimadura severa à pele e danos aos olhos; fatal se inalado; pode provocar irritação das vias respiratórias; muito tóxico para os organismos aquáticos (ELSAYED et al., 2019; GANT et al., 2018; GHEIBI; KARRABI; EFTEKHARI, 2019).

A solubilização do gás na água com as vazões elevadas das ETAs torna seu efeito desinfetante menos efetivos para sistemas de distribuição de malha extensa e também para períodos chuvosos. Nos períodos de seca tem-se menos matéria orgânica lixiviada pela água bruta e dessa forma menos reações secundárias do cloro e conseqüentemente menor consumo do gás (GHEIBI; KARRABI; EFTEKHARI, 2019; GOVIER; COULSON, 2018; XU et al., 2018b). O gás cloro solubiliza em água, Equação 8.

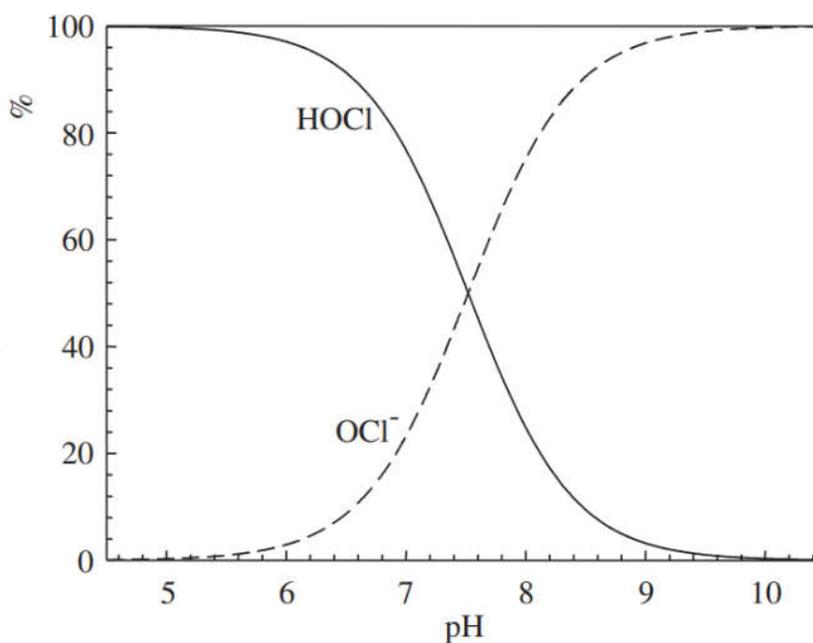


No entanto, o ácido hipocloroso –  $\text{HClO}_{(\text{aq})}$  – se dissocia rapidamente no equilíbrio químico formando o íon hipoclorito –  $\text{ClO}^-_{(\text{aq})}$ , Equação 9 (KUWABARA et al., 2018; NEODO et al., 2012; QIN et al., 2018; YOUNG et al., 2018). O somatório do ácido hipocloroso e do íon hipoclorito é conhecida como cloro residual, conforme Portaria de Consolidação Número 5 de Setembro de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).



Quando se trabalha com pH acima de 8,0 ocorre interferência na eficiência da desinfecção, Figura 4, haja vista que sobressai no sistema o íon hipoclorito e não o ácido hipocloroso que é o principal agente desinfetante da mistura (AMIKAM; NATIV; GENDEL, 2018; KUWABARA et al., 2018). Dessa forma, chama-se a atenção para a necessidade de se trabalhar com pH próximo a 7,0. Mantendo-se o nível de ácido hipocloroso no sistema é a garantia de uma água dentro dos padrões de potabilidade abrangendo as pontas de rede da cidade (BEHBAHANI et al., 2018; KUWABARA et al., 2018).

**Figura 4** – % de agentes desinfetantes com pH da água.



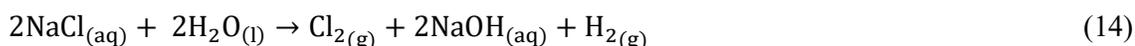
Fonte – Feng, Smith e Bolton (2007)

### 3.3.2 Eletrólise do Cloreto de Sódio (NaCl<sub>(s)</sub>)

A eletrólise tem chamado a atenção para a desinfecção de água para consumo humano por se mostrar menos agressiva ao meio ambiente e ter resultados satisfatórios na manutenção da qualidade da água. A eletrólise do cloreto de sódio comum sobre condições específicas gera uma ECA, que além de agir como agente desinfetante permite a oxidação de material incrustado no interior das adutoras deixando o sistema de distribuição em condições adequadas para operação. A eletrólise gera os gases cloro e hidrogênio, ambos sobre condições extremas onde entram em equilíbrio para a formação de ácido hipocloroso e hipoclorito, e peróxido de hidrogênio respectivamente (AMIKAM; NATIV; GENDEL, 2018; BAI et al., 2018).

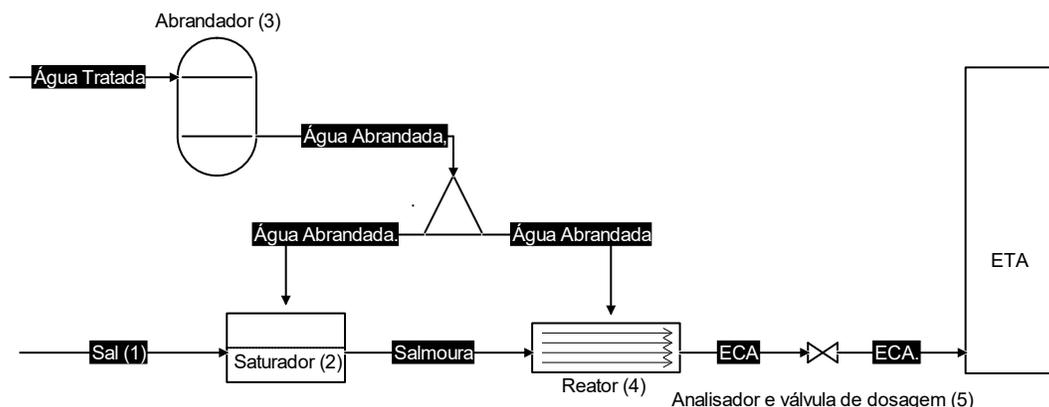
Com o sistema de desinfecção a base da eletrólise tem-se a geração de uma ECA com a inclusão no sistema do peróxido de hidrogênio, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, que age como agente oxidante avançado com o pH mais distante possível da alcalinidade, conforme deslocamento de equilíbrio para ação do agente oxidante hidroxila, HO• (BAI et al., 2018; HSU; LU; HSU, 2017; SIM et al., 2018).

Na eletrólise do cloreto de sódio (NaCl<sub>(s)</sub>), primeiramente há a dissociação do sal, Equação 10, e a auto ionização da água, Equação 11, e gera no cátodo o gás hidrogênio e no ânodo o gás cloro, Equações 12 e 13 respectivamente. A reação global da eletrólise é mostrada na Equação 14 (NEODO et al., 2012; SAVARI; SACHDEVA; KUMAR, 2008).



O fluxograma do sistema utilizando ECA está demonstrado na Figura 5. É composto por: (1) bag de Sal; (2) saturador; (3) abrandador; (4) reator de eletrólise; (5) analisador e controlador de dosagem.

**Figura 5** – Fluxograma Desinfecção por Eletrólise de uma solução saturada de  $\text{NaCl}_{(s)}$ .



Fonte – Do Autor (2018).

### 3.4 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO

Dentre os pilares do saneamento tem-se o manuseio da água para consumo humano, que abrange desde a coleta em mananciais, tratamento, reservação e distribuição para a população. O tratamento é realizado na estação de tratamento de água que contempla as operações unitárias para fornecer água potável. O sistema de distribuição é o constituinte final do suprimento de água potável à população (ANGULO, 2017a; BEDIKO et al., 2018; BLOKKER; SMEETS; MEDEMA, 2018; DO et al., 2017; GIRALDO, 2017; KILINÇ et al., 2018; KWON; KWON, 2016; LI et al., 2018; MALA-JETMAROVA; SULTANOVA; SAVIC, 2017; MONROE; RAMSEY; BERGLUND, 2018; POTGIETER et al., 2018).

O sistema de distribuição de água potável é constituído por: bombas, válvulas, adutoras, conexões e reservatórios. Um sistema complexo que está intrinsecamente ligado a qualidade de vida da população (ALI et al., 2014; DIAO et al., 2016; FONTANAZZA et al., 2015; ŁANGOWSKI; BRDYS, 2018; NASERIZADE; NIKOO; MONTASERI, 2018; SALOMONS; OSTFELD, 2017; ON; PYO; MYUNG, 2018; POSTIGO et al., 2018).

No sistema de distribuição todo o armazenamento da água é realizado em reservatórios apoiados e elevados. A água é transportada da ETA para os reservatórios que são dispostos estrategicamente na cidade para permitir o abastecimento de uma microrregião. Nesse sistema os reservatórios elevados, também conhecidos como castelos, são dispostos de acordo com a topografia do local para permitir o abastecimento por diferença de cota, ou seja, por gravidade. (LIU et al., 2017; GIRALDO, 2017; LONDOÑO; SEGRERA; JARAMILLO, 2017; PAUL; KENWAY; MUKHEIBIR, 2019).

As adutoras são as redes subterrâneas sem derivação de consumo que conduzem água para os reservatórios. São constituídas atualmente por polímeros de alta densidade, mas ainda é possível encontrar adutoras metálicas que estão sujeitas a processos corrosivos, Figura 6. As de constituição metálica tem-se as de chumbo, ferro fundido e de aço galvanizado. As adutoras primárias são as que conduzem a água da ETA aos reservatórios de uma microrregião, e as subadutoras conduzem a água destes com suas derivações que atendem diretamente as residências (ANDRIANOV; ORLOV, 2018; BAE et al., 2014; GIRALDO, 2017; LIU et al., 2017; LONDOÑO; SEGRERA; JARAMILLO, 2017; SADR-AL-SADATI; GHAZIZADEH, 2019).

**Figura 6** – Adutoras de polímeros de alta densidade utilizadas em sistemas de distribuição de água para consumo humano.



Fonte – Do Autor (2019)

Atualmente o sistema de distribuição é monitorado por modelos de automação que controlam toda a perda de carga, pressão, vazão, vazamentos em redes, enfim toda a operação para permitir o abastecimento otimizado na cidade. A água que chega a um reservatório é armazenada em tanques metálicos ou de concretos, ou subterrâneos e por bombeamento são levadas aos reservatórios elevados por onde será distribuída aos consumidores (GIRALDO, 2017; LIU et al., 2017; STOIANOV; AISOPOU, 2014; XHAFA; AVDULLAHU; AHMETI, 2016; YUAN et al., 2019).

A manutenção do monitoramento instantâneo do sistema de distribuição contribui para a diminuição das perdas de água no sistema o que é imperativo para a sustentabilidade. Esse monitoramento é conhecido como micro e macromedição, um sistema avançado onde é possível verificar em tempo real todas as variações de parâmetros de um sistema de abastecimento de

água (SAA) (KNOBLOCH; GUTH; KLINGEL, 2014; XHAFA; AVDULLAHU; AHMETI, 2016; YUAN et al., 2019).

A conservação de todo o sistema de distribuição é imprescindível para a manutenção da qualidade da água dentro dos parâmetros de potabilidade. As adutoras sofrem diversas interferências, o que eventualmente causa rompimento necessitando de reparos pontuais, com isso há a contaminação da água sendo necessário cortar o abastecimento de uma determinada região. E como procedimento operacional deve-se dar a descarga de rede nesse ponto para eliminar os contaminantes que adentraram no sistema (ALVAREZ-BASTIDA et al., 2018; GIRALDO, 2017).

Outra característica é a influência do pH no tempo de vida útil da rede. Com o pH básico há a formação de incrustações no interior da rede de distribuição e de adutoras, e com o tempo causa aumento de pressão na linha. Essas incrustações são oriundas de carbonatos e íons metálicos na água, e são conhecidas como tubérculos, Figura 7 (HU et al., 2018; JIN; WU; GUAN, 2015; MAIA et al., 2015; ŚWIETLIK et al., 2012).

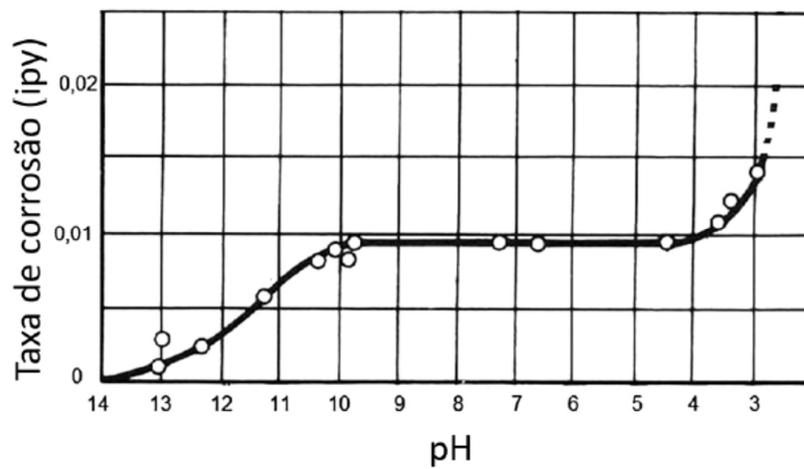
**Figura 7** – Interior de adutora do sistema de distribuição com formação de tubérculos e incrustações.



Fonte – Do Autor (2018)

A taxa de corrosão do ferro é constante do pH de 4,5 a aproximadamente 10, dessa forma, não se faz necessário manter o pH acima de 8,0 para evitar a corrosão de tubulações de ferro no SAA (GENTIL, 2011; QIU et al., 2018). A correlação entre pH e a taxa de corrosão de materiais a base de ferro está ilustrada na Figura 8.

**Figura 8** – Correlação entre pH e taxa de corrosão do ferro.



Fonte – Adaptado Gentil (2011)

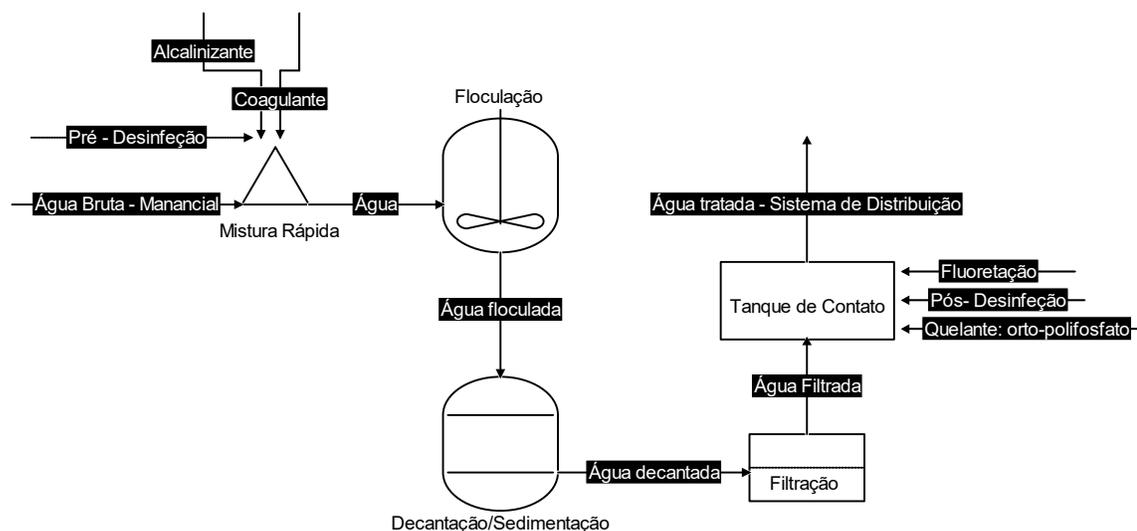
## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 LOCAL DO ESTUDO

#### 4.1.1 Matéria-prima

A pesquisa foi realizada com água bruta do rio Uberaba e tratada da ETA na região do Triângulo Mineiro – Minas Gerais – Brasil, do manancial de água superficial que abastece a cidade de Uberaba com aproximadamente 350.000 habitantes, com vazão média de  $1100 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Toda as etapas de tratamento são em planta industrial realizadas pela companhia de saneamento da cidade de Uberaba. O tratamento físico-químico é de ciclo completo, Figura 9. A desinfecção é em dois pontos de dosagem na chegada da água bruta – pré – e na distribuição da água tratada – pós –

**Figura 9** – Fluxograma do tratamento de água de ciclo completo na ETA em estudo.



Fonte – Do Autor (2019)

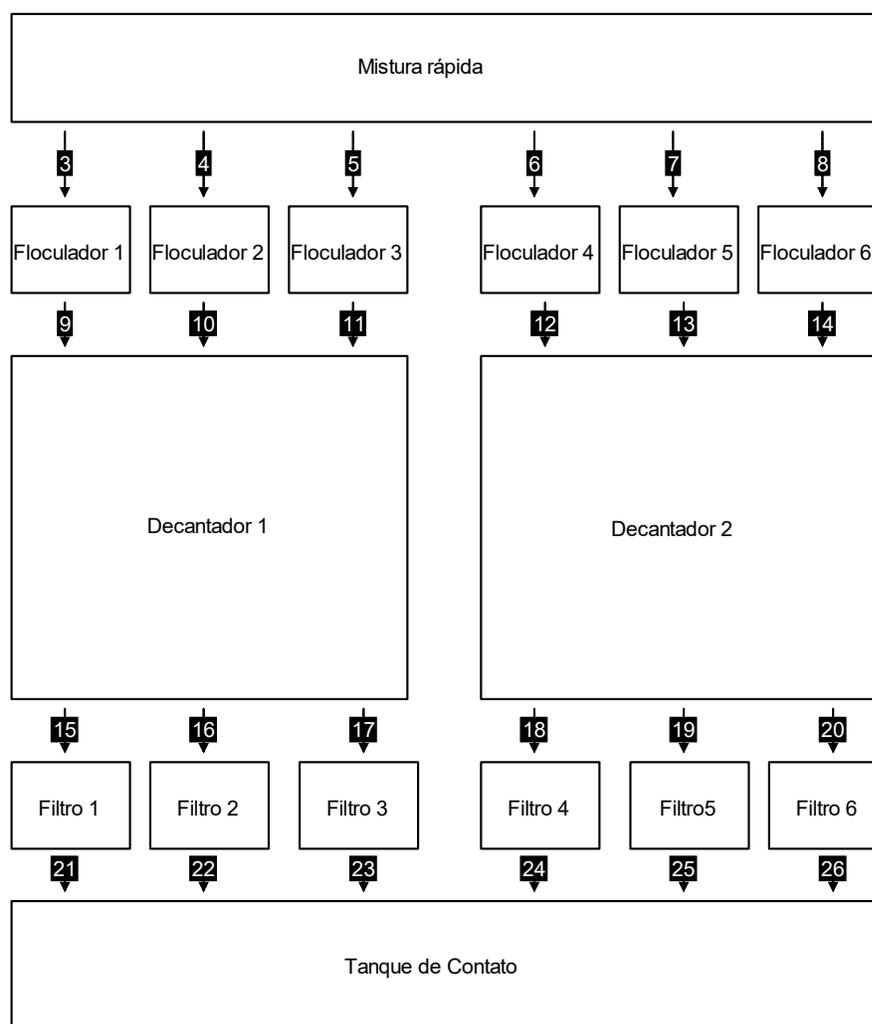
#### 4.1.2 Estação de Tratamento de Água - ETA

A água captada do manancial é submetida ao tratamento químico com adição de hidróxido de cálcio em suspensão (dosagem média de  $127 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) e de sulfato de alumínio líquido ( $255 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para promover a remoção do material suspenso. Como tratamento físico submeteu-se às seguintes etapas: floculação, decantação e filtração. Os floculadores são retangulares com volume médio de cada câmara de  $87,52 \text{ m}^3$ , num total de 12. Os decantadores

são retangulares com volume médio de trabalho por tanque de 1330,25 m<sup>3</sup>, totalizando 4 tanques. Os filtros são convencionais com seixos rolados/pedregulhos filtrantes de granulometrias entre 4,8 a 76,0 mm, areias roladas/filtrantes de granulometria  $\leq 4,8$  mm e de carvão antracito. A taxa de filtração é de 78,57 L.s<sup>-1</sup> constituindo um total de 12 filtros no sistema.

A água filtrada recebe ainda o alcalinizante hidróxido de cálcio para correção do pH para 7,3, além da fluoretação com adição de ácido fluossilícico e também o tratamento de desinfecção antes de ser lançada no sistema de distribuição. A unidade industrial é composta por duas ETAs com as mesmas características de físicas de tratamento. Diagrama de bloco de uma das ETAs em estudo está indicada na Figura 10.

**Figura 10** – Diagrama de blocos da ETA em estudo.



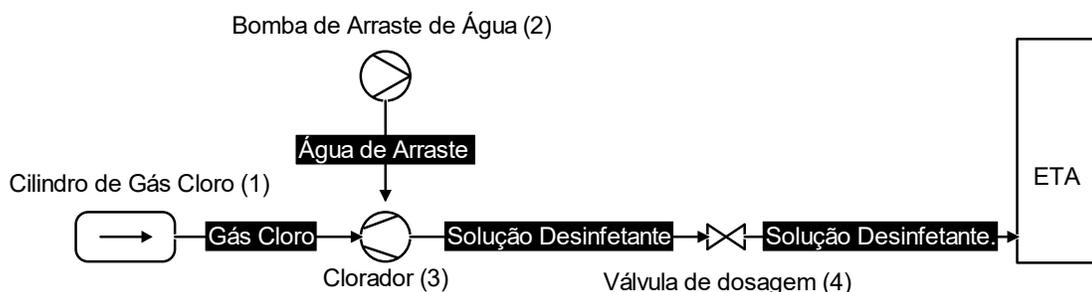
## 4.2 PROCEDIMENTO GERAL

### 4.2.1 Desinfecção da água

#### 4.2.1.1 Cilindro de gás cloro

O cilindro de armazenagem do gás cloro é fabricado a partir de um tubo de aço-liga cromo/molibdênio, sem costura com peso de 750 kg revestido com tinta laranja antioxidante, tendo capacidade total de armazenamento de 900 kg de gás cloro. Possui 2,10 m de comprimento e 0,76 m de diâmetro. O fluxograma do sistema utilizando gás cloro está demonstrado na Figura 11. Sistema composto por: (1) cilindro de gás cloro; (2) bomba de arraste de água; (3) clorador; (4) válvulas reguladoras de dosagem.

**Figura 11** – Fluxograma desinfecção por gás cloro em ETAs para consumo humano.

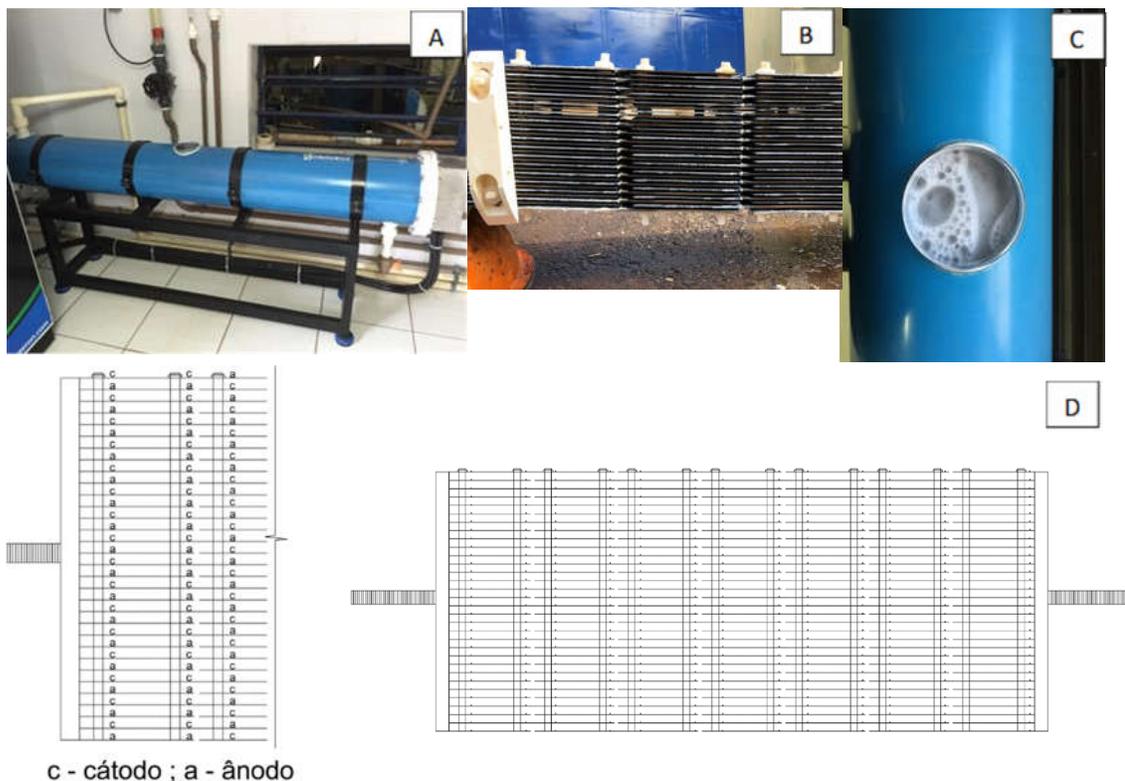


Fonte – Do Autor (2018)

#### 4.2.1.2 Reator - Eletrólise

O reator da eletrólise é constituído de corpo de aço com eletrodos de placas de titânio em paralelo. As placas estão inseridas no corpo do reator de forma intercaladas entre cátodo e ânodo, num total de 32 placas. É submetido à corrente de 500 A (ampère) sobre temperatura de 30° C (graus centígrados) e voltagem de 55 V (volts). O experimento foi realizado utilizando 2 (dois) reatores com capacidade de produção de 150 kg de cloro ativo (cloro residual) por dia cada um, da marca *Hydrogeron*<sup>®</sup>. A ilustração do reator da eletrólise da solução saturada de cloreto de sódio com os eletrodos e o diagrama esquemático da montagem das placas no corpo do reator estão demonstradas na Figura 12.

**Figura 12** – Reator da eletrólise (A); placas dos eletrodos (B); reação da eletrólise (C); diagrama esquemático da montagem das placas dos eletrodos (D).



Fonte – Do Autor (2019).

#### 4.2.1.3 Delineamento experimental - Desinfecção

A amostragem se deu durante 3 anos – 36 meses – de setembro de 2014 a Agosto de 2017. Sendo dividida em 2 (duas) etapas:

1. Setembro de 2014 a Fevereiro de 2016 – Desinfecção pelo gás cloro;
2. Março de 2016 a Agosto de 2017 – Desinfecção pela ECA produzida por eletrólise.

Nesse interim tem-se os períodos de seca entre junho e setembro e os períodos chuvosos entre outubro a maio. Foram determinados 5 pontos de amostragem: a estação de tratamento de água (ETA); dois reservatórios de água tratada distribuídos diametralmente opostos na cidade – reservatório norte (RN) e reservatório Sul (RS) – e suas respectivas pontas de rede – limite de abrangência da adutora de água desses reservatórios – sendo ponta de rede norte (PRN) e ponta de rede sul (PRS). A estação de tratamento de água está localizada na porção centro-norte

da cidade e está distante do reservatório norte 1,28 km e este 1,29 km de sua ponta de rede. Com relação ao reservatório sul, dista 4,6 km e este 2,17 km de sua ponta de rede, Tabela 4.

**Tabela 4** – Distâncias entre ETA, reservatórios e pontas de rede.

<b>Distâncias (km) entre estruturas analisadas</b>	
ETA - RN	1,28 km
ETA - PRN	2,57 km
RN - PRN	1,29 km
ETA - RS	4,60 km
ETA - PRS	6,77 km
RS - PRS	2,17 km

Fonte – Do Autor (2018).

A posição da ETA, dos reservatórios e das suas respectivas pontas de rede é significativa no estudo da desinfecção no sistema de distribuição. A localização espacial desses constituintes juntamente com as distâncias entre cada um deles estão demonstradas na Figura 13. A estrutura representada recebe água exclusivamente da ETA não havendo mistura com nenhuma outra estação ou poços tubulares, e por isso fez-se a escolhas desses pontos para o estudo.

**Figura 13** – Distribuição espacial entre ETA, reservatórios e pontas de rede do SAA em estudo.



Fonte – Do Autor (2019).

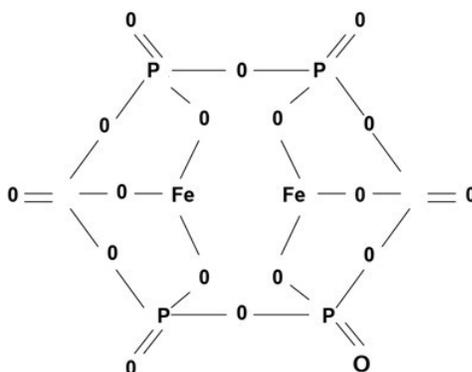
Foram analisados dois fatores para cada método de desinfecção – seco e chuvoso. Os dados foram submetidos à análise de variância, com o uso do teste F, que satisfizeram as pressuposições de independência, homocedasticidade e normalidade. Havendo diferenças significativas submeteu-se os dados ao teste de Tukey (HOFFMAN, 2019).

A homocedasticidade foi verificada pelo teste de Levene, enquanto a normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors. Para os dados que indicaram violação desses critérios para o uso da ANOVA foi utilizado o procedimento de transformação de dados e para as análises que continuaram a violar os critérios para ANOVA foi utilizado análise de variância não paramétrica, com a utilização do teste de Kruskal-Wallis. Para os casos em que o teste F apresentou significância, foi verificado a ocorrência de interação entre os fatores. O nível de significância adotado em todos os testes foi de 5% (HOFFMAN, 2019; ROSS, 2017). O software utilizado para tratamento dos dados foi o STATISTICA 8.0 (Stat-Soft, Tulsa, OK, USA) no módulo Industrial Statistics & Six Sigma e Experimental Design – DOE, 3\*\*(k-p).

#### 4.2.2 Proteção do sistema de distribuição/remoção de íons ferro e manganês da água

Para a remoção dos íons ferro e manganês da água no sistema de distribuição fez-se a aplicação do orto-polifosfato de sódio na água tratada. O complexo formado tem alta solubilidade o que leva a remoção dos íons ferro e manganês da água. A formação do complexo entre orto-polifosfato e íons ferro está ilustrada na Figura 14. O armazenamento foi feito em reservatórios poliméricos de 200 Litros, e a dosagem por meio de bombas peristálticas de alta precisão modelo *Qdos30 Watson-Marlow*. A vazão total do quelante é de 1,98 L.h<sup>-1</sup>.

**Figura 14** – Formação do complexo entre orto-polifosfato com íons ferro.



Fonte – Weigert e Rattmann (1997).

#### *4.2.2.1 Delineamento experimental - Proteção do sistema de distribuição/remoção de íons ferro e manganês da água*

Para a análise dos dados relativos ao experimento envolvendo a remoção de íons ferro e manganês da água utilizou-se também da análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 5% para cada período, antes e após aplicação do orto-polifosfato. O estudo foi realizado durante 14 (meses) dividido em duas etapas:

1. Outubro de 2017 a Abril de 2018 – Antes do orto-polifosfato;
2. Maio de 2018 a Novembro de 2018 – Após orto-polifosfato.

### 4.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Todas as análises foram realizadas seguindo a metodologia do *Standard Methods of Water and Wastewater* e os limites inferiores e superiores de acordo com a Legislação brasileira, portaria 2914 do Ministério da Saúde (APHA; AWWA; WEF, 2017; BRASIL, 2011). A portaria foi atualizada, no entanto não afetou os parâmetros do estudo, em setembro de 2017 recebendo a denominação de Portaria de Consolidação N° 5 – Anexos XX e XXI (BRASIL, 2017).

#### **4.4.1 Métodos Analíticos**

##### *4.4.1.1 Turbidez*

A turbidez de um corpo líquido identifica a quantidade de material suspenso na água, o equipamento utilizado foi o turbidímetro 2100Q da *Hach equipments*.

##### *4.4.1.2 pH*

Análises realizadas com o pHmetro *HQ11d* da *Hach equipments*.

##### *4.4.1.3 Cloro residual*

Para determinação do agente desinfetante na água, o equipamento utilizado foi *chematest 25* da *swan analytical instruments*.

#### 4.4.1.4 Microbiológicas – Coliformes total e termotolerantes

As análises microbiológicas para determinação de coliformes total e termotolerantes foram realizadas utilizando *kits colitag* da *IDEXX*.

#### 4.4.1.5 Produtos secundários da desinfecção

Para os produtos secundários da desinfecção foi utilizado cromatógrafo gasoso *GC System 7820A* da *Agilent Technologies*. Os produtos secundários analisados e seus limites máximos estão demonstrados na Tabela 5.

**Tabela 5** – PSD e Limite Máximo (ppm).

<b>PSD</b>	<b>Limite Máximo (ppm)</b>
Ácidos Haloacético total (HAA)	0,08
Bromato	0,01
Clorito	1
2,4,6 - Triclorofenol	0,2
Trihalometanos Total (THM)	0,1

Fonte – Adaptado (BRASIL, 2017)

#### 4.4.1.6 Cor, Ferro e Manganês

Para as análises de Cor, Ferro e Manganês da água foi utilizado o espectrofotômetro *DR 6000* da *hach equipments*.

#### 4.4.1.7 Consumo energético

O consumo de energia elétrica foi monitorado pelo multimedidor de grandezas elétricas *MMW02-50/60 Hz* da marca *Weg* (WEG, 2018).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 TURBIDEZ

Quanto a turbidez da água bruta, é possível observar que ela sofre influência da sazonalidade tendo variações referentes aos períodos de seca e de chuva. Entre fevereiro de 2015 a março de 2016 foram quantificados os maiores índices de turbidez com pico nesse último mês, equivalente a 149,9 NTU. As médias de cada mês não ultrapassaram 150 NTU o que não afeta o tratamento de água. Cabe salientar que as variações encontradas não afetaram significativamente o tratamento de água, uma vez que o *range* observado não modificou as dosagens dos produtos aplicados ao tratamento na estação.

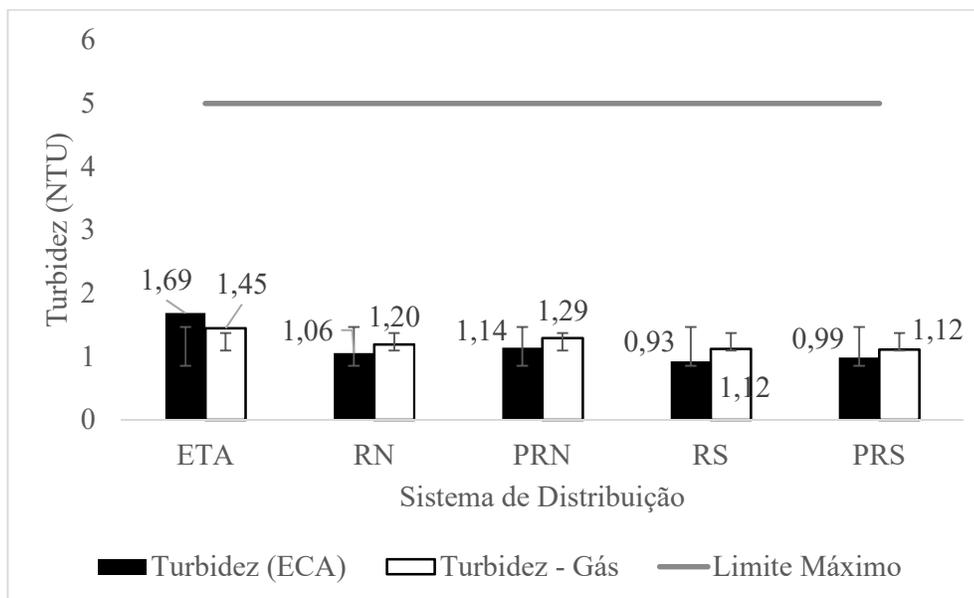
Com relação à turbidez da água tratada nos reservatórios e nas respectivas pontas de rede não sofreram variações que as desqualificavam como água potável, sendo assim, todas as amostras se enquadravam na legislação vigente, ou seja, com valores não superiores a 5 NTU. Os picos encontrados foram próximos de 3 NTU para as pontas de rede do RS em junho de 2015 e de 2,7 para o a do RN em janeiro de 2016.

Dessa forma, constata-se que não houve nenhuma alteração relevante no sistema de distribuição causada pela ECA em comparação com o cloro como desinfetante para o parâmetro turbidez. Apesar de estatisticamente a diferença das médias entre os dois sistemas ser significativa, nenhuma delas apresentou-se acima do permitido pela Legislação. As médias no período de estudo foram para RN; PRN; RS; PRS para a turbidez – gás cloro – respectivamente (1,45; 1,20; 1,29; 1,12; 1,12), e as médias de turbidez – ECA – respectivamente (1,69; 1,06; 1,14; 0,93; 0,99), Figura 15.

Farrell et al. (2018), Lambrou, Anastasiou e Panayiotou (2010), Ramavandi (2014), e Stevenson e Bravo (2019), requerem atenção para a correlação entre a turbidez da água e a potencialidade de se obter contaminação por microrganismos, uma vez que pode haver formação de colônias sobre o material particulado que caracteriza a turbidez. O índice recomendado pela organização mundial da saúde seria turbidez < 1,0 NTU.

No entanto, Lambrou, Anastasiou e Panayiotou (2010), observaram que apesar das recomendações citadas, pode-se afirmar que para o índice < 5,0 NTU está em condições ótimas para garantir a qualidade da água. Convém ressaltar que turbidez < 5,0 NTU é o parâmetro estabelecido pela Legislação Brasileira, e as médias de turbidez encontradas no período de amostragem não se obteve contaminação por coliformes total e termotolerantes na água tratada conforme visto a seguir.

**Figura 15** – Comparação entre a turbidez no sistema de distribuição de água para a desinfecção com  $\text{Cl}_{2(g)}$  e com ECA.



Fonte – Do Autor (2019)

## 5.2 MICROBIOLÓGICAS – COLIFORMES TOTAL E TERMOTOLERANTES

Nos 36 meses de estudo, incluindo desinfecção por gás cloro e por ECA, não houve contaminação da água no sistema de distribuição. Com isso, ambos os sistemas atendem à Legislação Brasileira que exige índice 0 (zero) para coliformes total e termotolerantes (*E. coli*) na água para abastecimento público. Portanto com relação ao padrão microbiológico não é possível atestar diferença significativa para os sistemas de desinfecção em estudo.

A inativação total de *E. coli* também foi observada por Miranda et al. (2016), no estudo sobre a desinfecção de águas superficiais por cloração e por processos oxidativos avançados. Avaliaram, portanto, a inativação de *E. coli* e sua citotoxicidade. A cloração obteve total inativação em 2,5 min enquanto o POA ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ ) em 45 min. Chen et al. (2018), induzindo *E. coli* para o estado viável mas não-cultivável através de cloração, observaram também a contagem 0 (zero) após tratamento de 5 a 60 min respectivamente para concentração de 0,5; 1; 2; 3; 4 ppm ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) de cloro livre.

Por outro lado, Li, Zhu e Ni (2011), além de demonstrar a inativação de *E. coli* correlacionando tempo e concentração da cloração, também avaliou outros métodos de desinfecção e observou que processo eletroquímico e ozonização ( $\text{O}_3$ ) são mais eficazes para a inativação de *E. coli*.

### 5.3 PRODUTOS SECUNDÁRIOS DA DESINFECÇÃO

A desinfecção por gás cloro e por ECA mantiveram os valores dos PSDs dentro dos padrões de potabilidade. Os dados para ambos ficaram abaixo do limite de quantificação (LQ), Tabela 6. Dessa forma, para o manancial em estudo, relativo à qualidade da água, os sistemas utilizados para desinfecção da água para consumo humano não apresentaram formação de produtos secundários de desinfecção.

**Tabela 6** – PSD, resultados, limite máximo e limite de quantificação.

<b>PSD</b>	<b>Resultados (ppm)</b>	<b>Limite Máximo (ppm)</b>	<b>LQ (ppm)</b>
Ácidos Haloacético total (HAA)	< 0,0000004	0,08	0,0000004
Bromato	< 0,01	0,01	0,01
Clorito	< 0,04	1	0,04
2,4,6 - Triclorofenol	< 0,0000001	0,2	0,0000001
Trihalometanos Total (THM)	< 0,004	0,1	0,004

Fonte – Do Autor (2019)

Em contrapartida, Richardson et al. (1999), demonstraram em estudo realizado durante oito anos a formação de PSDs em águas para consumo humano submetidas à desinfecção por ozônio, dióxido de cloro, cloramina, e gás cloro. Com isso, identificaram que a desinfecção por gás cloro apresenta a maior gama de PSDs e em maiores concentrações do que os outros agentes desinfetantes analisados. O ozônio é aquele que produz a menor quantidade de PSDs e não forma os halogenados. Todavia, Bekbolet et al. (2005), Gan et al. (2013), Padhi et al. (2019), Padhi, Subramanian e Satpathy (2019), Richardson et al. (1999), Sun et al. (2019), Zhou et al. (2019), ressaltaram que a formação de PSDs na desinfecção no tratamento de água está diretamente relacionada às características da água bruta, tais como tipo de matéria orgânica.

Padhi, Subramanian e Satpathy (2019), avaliaram ainda o potencial e a caracterização de dois importantes grupos de PSDs, Trihalometanos (THMs) e Ácidos Haloacéticos (HAAs), durante o tratamento de três diferentes fontes de água com Cl<sub>2</sub> (cloração) e ClO<sub>2</sub>. Observaram que há diferenças entre a quantidade de THMs e HAAs para os dois tratamentos, sendo que não há uma correspondência direta entre aumento de THMs com o respectivo crescimento de HAAs.

A formação de PSDs também foi estudada por Zhou et al. (2019), que em uma amostragem mais ampla, sendo a pesquisa realizada em coleta de água em 64 torneiras (água de distribuição) em 8 estados na China. Os PSDs analisados foram: THMs, HAAs, Haloacetoneitrila (HANs), Halocetonas (HKs) e Halonitrometanos (HNMs). Os níveis de HAAs, HANs, HKs e HNMs foram maiores no verão do que no inverno e primavera, enquanto os de THMs na maioria dos estados, apresentaram maiores níveis no inverno do que no verão e primavera. A formação de THMs é maior quanto mais matéria orgânica for observada na água. Gan et al. (2013), atestou a mesma correlação entre PSDs e sazonalidade.

#### 5.4 AGENTES DESINFETANTES – Cl<sub>2(g)</sub> E ECA

A estação de tratamento de água está localizada na porção centro-norte da cidade e está distante do reservatório norte 1,28 km e este 1,29 km de sua ponta de rede. Com relação ao reservatório sul, dista 4,6 km e este 2,17 km de sua ponta de rede. A correlação entre as distâncias das estruturas analisadas e a perda do residual de cloro em função dessas posições estão demonstradas na Tabela 7. A posição da ETA, dos reservatórios e das suas respectivas pontas de rede é significativa no estudo da desinfecção no sistema de distribuição.

**Tabela 7** – Decaimento de cloro residual (ppm) por quilômetro (km).

<b>Posição – Distâncias (km)</b>	<b>Cl<sub>2(g)</sub></b>	<b>ECA</b>
ETA / RN – 1,28	0,46	0,13
ETA / PRN – 2,57	0,39	0,11
RN / PRN – 1,29	0,32	0,09
ETA / RS – 4,60	0,25	0,06
ETA / PRS – 6,77	0,21	0,06
RS / PRS – 2,17	0,11	0,07

Fonte – Do Autor (2019).

Ainda na Tabela 7, constata-se que para o sistema Norte há um decaimento de cloro residual por quilômetro (ppm. km<sup>-1</sup>) para gás cloro entre ETA e RN de 0,46 e entre ETA e PRN de 0,39 e para ECA respectivamente para as mesmas estruturas de 0,13 e 0,11. Com isso, é possível analisar que a perda de cloro residual por quilômetro para a desinfecção por gás cloro é mais intensa e significativa do que para a ECA. Esse comportamento se mantém quando se observa o sistema Sul onde há um decaimento de cloro residual por quilômetro (ppm. km<sup>-1</sup>)

para gás cloro entre ETA e RS de 0,25 e entre ETA e PRS de 0,21 e para ECA respectivamente para as mesmas estruturas de 0,06 e 0,06. A proporção da perda de cloro residual entre os reservatórios e suas pontas de rede seguem a mesma relação sendo maior para quando se utiliza a desinfecção por gás cloro do que para a ECA. Portanto, entre RN e PRN de 0,32 para  $Cl_{2(g)}$  e 0,09 para ECA e entre RS e PRS de 0,11 para  $Cl_{2(g)}$  e 0,07 para ECA.

É possível analisar na Tabela 8, que para o RN em relação à ETA, tem-se 22% de perda de cloro residual por quilômetro ( $ppm \cdot km^{-1}$ ) para gás cloro e somente 8% para a ECA. A mesma observação para o RS em relação à ETA indica a perda de cloro residual ( $ppm \cdot km^{-1}$ ) foi de 12% de 4% para a desinfecção por gás cloro e ECA respectivamente. Seguindo o mesmo padrão tem-se esse comportamento entre ETA e pontas de rede e entre essas e seus reservatórios. Para  $Cl_{2(g)}$  entre ETA e PRN percentual de perda de 19% e entre RN e PRN de 23%, para ETA e PRS de 10% e RS e PRS de 14%. Para ECA respectivamente para as mesmas estruturas acima de: 7%, 7%, 4% e 6%.

**Tabela 8** – Porcentagem de perda de cloro residual (ppm) por quilômetro (km).

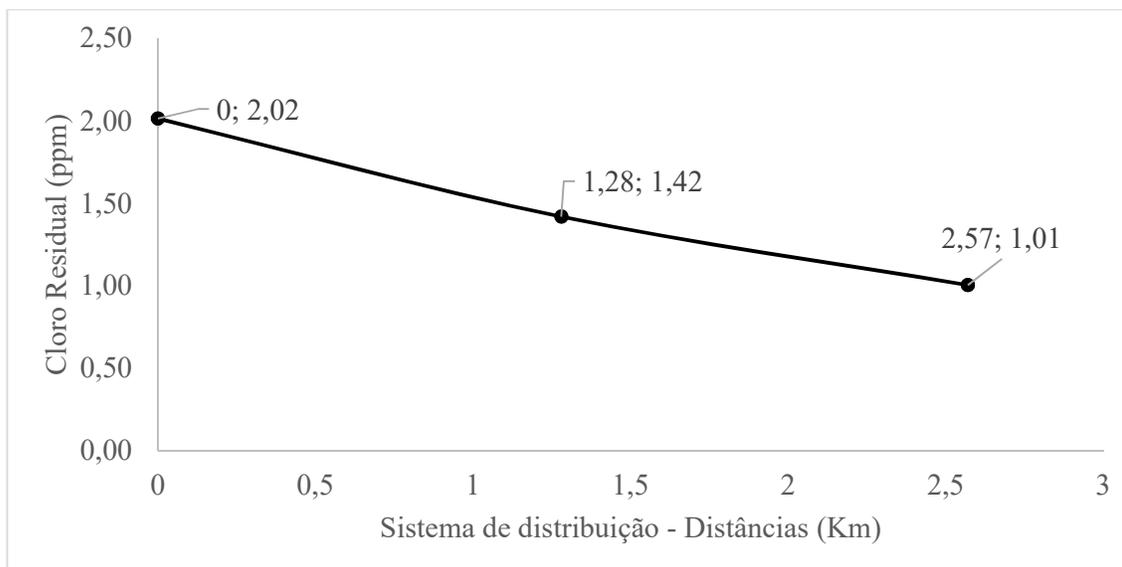
<b>Posição – Distâncias (km)</b>	<b><math>Cl_{2(g)}</math></b>	<b>ECA</b>
ETA / RN – 1,28	22%	8%
ETA / PRN – 2,57	19%	7%
RN / PRN – 1,29	23%	7%
ETA / RS – 4,60	12%	4%
ETA / PRS – 6,77	10%	4%
RS / PRS – 2,17	14%	6%

Fonte – Do Autor (2019).

Dessa forma, com os dados percentuais de perda do cloro residual no sistema de abastecimento e o decaimento com relação aos quilômetros de rede, é possível afirmar que a desinfecção por ECA com relação à do gás cloro mantém maior estabilidade no sistema de distribuição de água para consumo humano. De forma semelhante ao realizar a análise entre ETA e sistema Norte e Sul separadamente pode-se verificar em valores absolutos do cloro residual o comportamento estabelecido. Para o sistema Norte primeiramente para o  $Cl_{2(g)}$  tem-se na ETA um máximo de 2,02 ppm de residual de cloro e de 1,47 para a ECA, esses valores no RN vão para 1,42 e 1,31 respectivamente e por fim em PRN de 1,01 e 1,19 respectivamente.

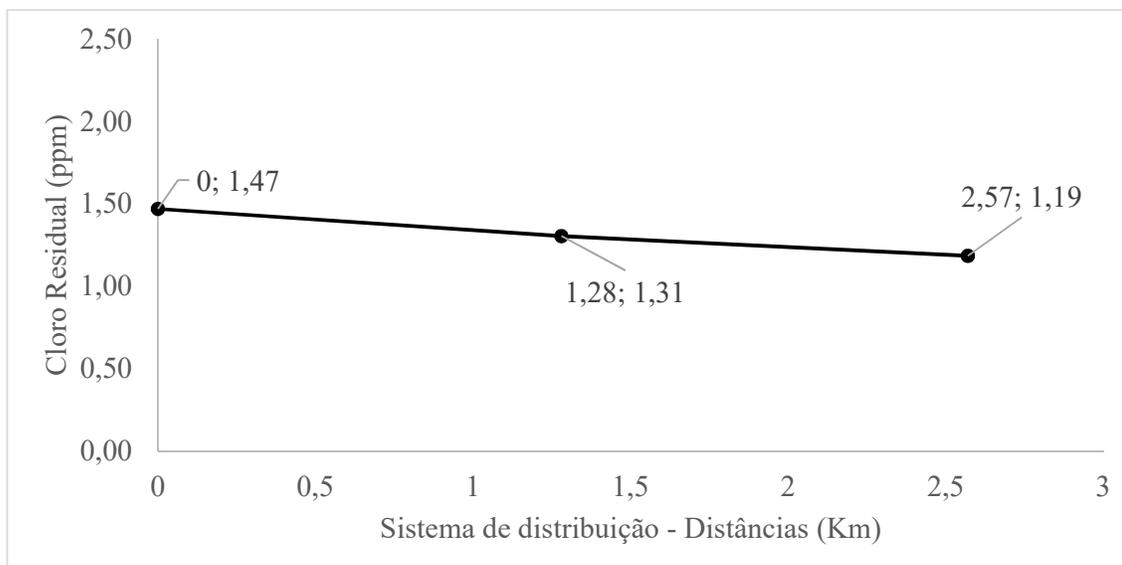
A curva característica para a desinfecção por gás cloro está demonstrada na Figura 16 e a da ECA na Figura 17.

**Figura 16** – Decaimento do cloro residual –  $\text{Cl}_{2(g)}$  – no sistema Norte do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

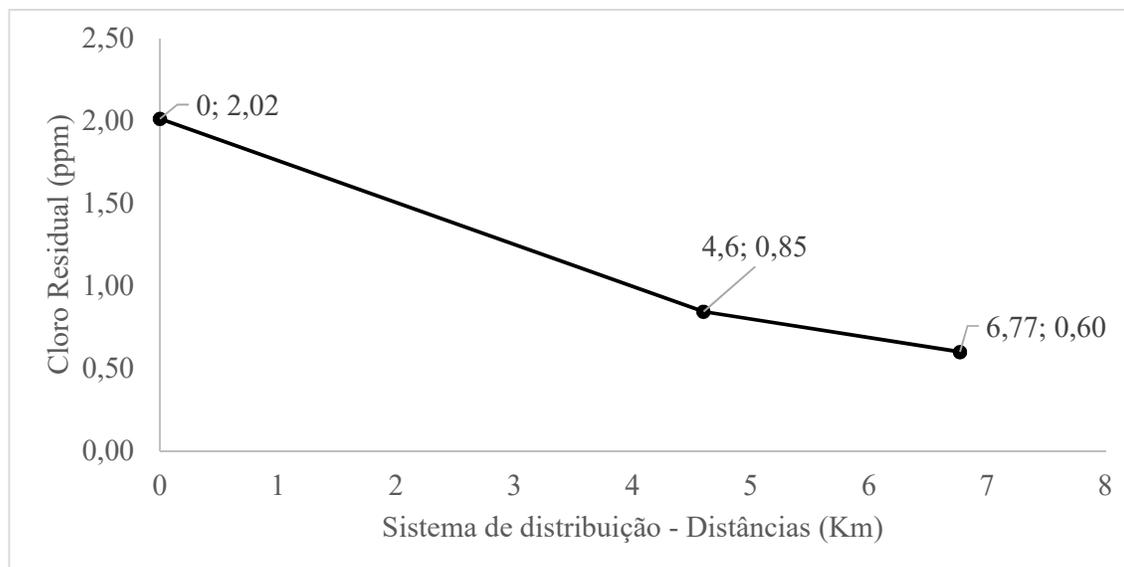
**Figura 17** – Decaimento do cloro residual – ECA – no sistema Norte do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

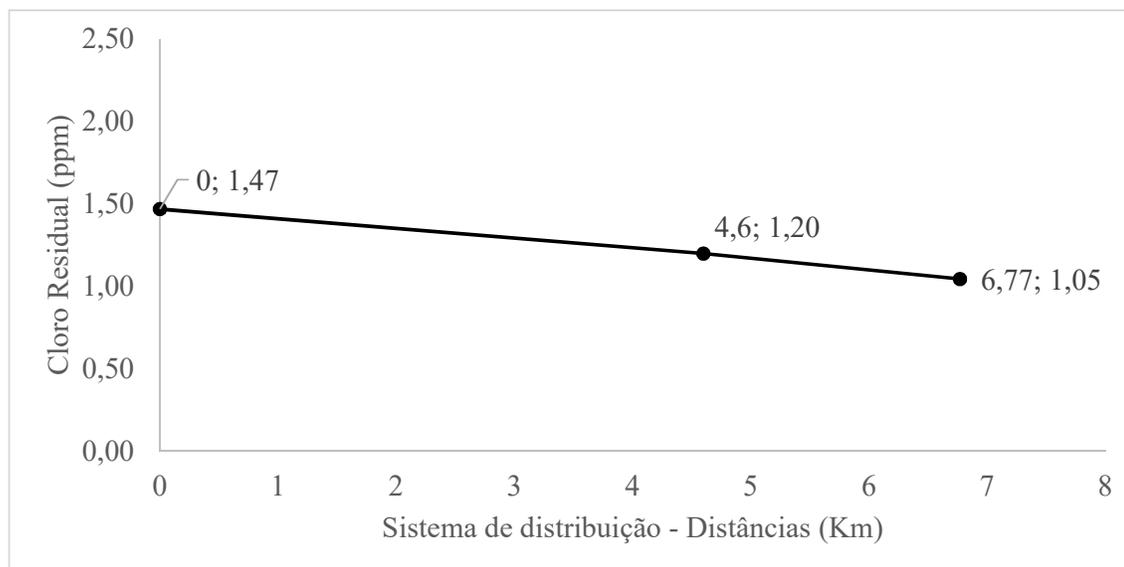
Para o sistema Sul para o  $\text{Cl}_{2(g)}$  tem-se na ETA um máximo de 2,02 ppm de residual de cloro e de 1,47 para a ECA, esses valores no RS vão para 0,85 e 1,20 respectivamente e por fim em PRS de 0,60 e 1,05 respectivamente. A curva característica para a desinfecção por gás cloro está demonstrada na Figura 18 e a da ECA na Figura 19.

**Figura 18** – Decaimento do cloro residual –  $\text{Cl}_{2(g)}$  – no sistema Sul do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

**Figura 19** – Decaimento do cloro residual – ECA – no sistema Sul do sistema de distribuição de águas em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

É de fundamental importância para a efetividade da desinfecção a manutenção de seus agentes nas adutoras uma vez que sofre interferência de matéria incrustadas nas redes além da pressão que a água é submetida em cada trecho. Angulo (2017b), estudou o sistema de tratamento de água em Barranquilla, Colômbia, e encontrou a relação entre o decaimento do residual de cloro com a distância percorrida pela água tratada nas adutoras, o que também foi observado por Angulo et al. (2017a), no estudo o sistema de distribuição em Cartagena, Colômbia.

Fisher, Kastl e Sathasivan (2012); Monteiro et al. (2014); Wang et al. (2019); Al-jasser (2007); Kiéné, Lu e Lévi (1998), Nejjeri et al. (2014), afirmam que o fluxo de água pelas adutoras sofre o decaimento da concentração de cloro por dois princípios fundamentais: (1) reação com o material da adutora, ferro fundido, aço galvanizado, polímeros; e (2) as reações com os biofilmes nas adutoras, matéria orgânica natural, e os tubérculos formados em seu interior. O que é fortalecido por Hallam et al. (2002), que descreve a cinética de decaimento do cloro no sistema de distribuição. A cinética envolve a análise de que o cloro decai devido as reações entre material disperso na água e as reações entre o cloro e o material constituinte da adutora. Descreve ainda que a cinética é determinada pela análise do cloro em um ponto inicial e de outro final e o tempo que se leva para sair do primeiro e atingir o segundo ponto.

Nejjeri et al (2014); Monteiro et al. (2014); Kiéné, Lu e Lévi (1998); Hallam et al. (2002), definem a cinética de decaimento do cloro no sistema de distribuição de água como um modelo de reação de primeira ordem. Com relação ao tipo de material da adutora, Hallam et al. (2002), ainda afirmam que os tipos de materiais têm forte influência no decaimento de cloro no sistema de distribuição, e classifica os materiais em não reativos (PVC, MDPE) e os reativos (a base de ferro). Além disso, Kim, Kim e Koo (2015), afirmam que a redução na concentração do residual de cloro no sistema de distribuição depende das condições hidráulicas. Com isso, pode-se observar ainda que o tempo de residência da água na adutora está diretamente ligado ao consumo do cloro no sistema de abastecimento.

Para Maul, El-shaarawi e Block (1985), o cloro residual decresce rapidamente com o aumento da distância da estação de tratamento de água, sendo mais alto na ETA, e praticamente inexistente nas periferias – pontas de rede. Ainda ocorre diminuição mais acentuada correlacionada com a distância entre esses pontos, que fica evidenciado por Angulo et al. (2017a), no estudo do sistema de distribuição de água potável em Cartagena na Colômbia em que com a distância de 3,9 Km de adutora no ponto *La Boquilla* houve variação de 0,45 para 0 ppm de cloro residual. O que também foi encontrado nesse trabalho para o reservatório norte

que está mais próximo da ETA tem-se uma diminuição menor do que entre ETA e reservatório sul que se encontra mais distante.

Dessa forma, é possível correlacionar a distância entre os pontos analisados com as variações dos parâmetros de processos da rede de distribuição, como a pressão da linha. Angulo (2017b), no estudo do tratamento de água e sistema de distribuição em Barranquilla, Colômbia, observou que nas pontas de rede onde há uma diminuição do gradiente de velocidade devido à queda do fluxo há evidente acúmulo de material no sistema. De forma similar Cristo et al., (2015), também encontraram queda da concentração do cloro residual nas pontas de redes, o que definiu como pontos vulneráveis do sistema.

Além disso, tem-se o consumo do desinfetante de acordo com o grau de incrustação do sistema de distribuição. Al-jasser (2007), mostrou que para longos períodos de retenção da água nas adutoras tem-se uma queda acentuada do cloro residual, o que também foi demonstrado por Kim, Kim e Koo (2015), na determinação do modelo cinético do decaimento do cloro no sistema de distribuição de uma escala piloto sujeita ao regime transiente. Além disso, Kiéné, Lu e Lévi (1998), destacam que nessas condições de alto tempo de retenção hidráulico, é necessário realizar descargas nas pontas de rede para manter a concentração de cloro nos parâmetros sanitários. Ainda de acordo com Kiéné, Lu e Lévi (1998), o decaimento do cloro está amplamente relacionado ao diâmetro da adutora e da taxa de corrosão em que está submetida.

## 5.5 AGENTE DESINFETANTE: $\text{Cl}_{2(g)}$ E ECA - SAZONALIDADE

Em períodos chuvosos aumenta-se consideravelmente a quantidade de cilindros de gás cloro usados no tratamento. Passando de aproximadamente 1 (um) cilindro a cada 7 dias para 1 (um) a cada 4 dias. Isso se deve à alterações dos parâmetros físico-químicos da água bruta, que em períodos de chuva lixiviam encostas e concentram alta carga de matéria orgânica. Com isso, a turbidez e cor sofrem alterações significativas o que por conseguinte acarreta maior consumo de agente desinfetante.

A utilização do gás cloro para desinfecção da água para consumo humano é uma alternativa que envolve perdas do gás no sistema devido a sua variação de solubilização de acordo com a temperatura da água e pressão nas redes de distribuição. Uma desvantagem da utilização do gás são as perdas no sistema o que dificulta o fechamento do balanço material da quantidade de gás cloro para o volume de água. Perdas essas originadas principalmente no sistema dosador na estação.

O percentual de perdas para o cloro residual por quilômetros ( $\text{ppm} \cdot \text{km}^{-1}$ ) quando observado separando os períodos entre seco e chuvoso, apresenta a mesma tendência já analisada, sendo que para o desinfetante gás cloro esse índice é significativamente maior do que para quando se utiliza da ECA, Tabela 9. O  $\text{Cl}_{2(g)}$  apresenta para as estruturas Norte a seguinte relação para chuvoso e seca respectivamente: ETA e RN, 30% e 14%; ETA e PRN 24% e 15%; RN e PRN 27% e 19%.

Para as estruturas Sul sendo chuvoso e seca respectivamente: ETA e RS, 15% e 10%; ETA e PRS 12% e 8%; RS e PRS 19% e 9%. Na mesma linha para a ECA para as estruturas Norte seguindo a relação entre os períodos chuvoso e seco respectivamente: ETA e RN, 4% e 12%; ETA e PRN 7% e 8%; RN e PRN 10% e 4%. E para as estruturas Sul sendo chuvoso e seca respectivamente: ETA e RS, 4% e 4%; ETA e PRS 4% e 4%; RS e PRS 6% e 6%.

**Tabela 9** – Porcentagem de perda de cloro residual –  $\text{Cl}_{2(g)}$  e ECA – (sazonalidade) por quilômetro ( $\text{ppm}/\text{km}$ ).

Posição das redes - Distâncias (km)	$\text{Cl}_{2(g)}$		ECA	
	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca
<b>ETA / RN - 1,28</b>	30%	14%	4%	12%
<b>ETA / PRN - 2,57</b>	24%	15%	7%	8%
<b>RN / PRN - 1,29</b>	27%	19%	10%	4%
<b>ETA / RS - 4,60</b>	15%	10%	4%	4%
<b>ETA / PRS - 6,77</b>	12%	8%	4%	4%
<b>RS / PRS -2,17</b>	19%	9%	6%	6%

Fonte – Do Autor (2019).

De maneira semelhante ao realizar a análise entre ETA e sistema Norte e Sul separadamente e por sazonalidade pode-se verificar em valores absolutos do cloro residual o comportamento estabelecido de que para a desinfecção por ECA é significativamente mais estável do que a por  $\text{Cl}_{2(g)}$ .

Dessa forma, observando que para períodos seco e chuvoso respectivamente tem-se: para o sistema Norte o gás cloro na ETA um máximo de 1,88 ppm de cloro residual e de 2,15, esses valores no RN vão para 1,53 e 1,31 respectivamente e por fim em PRN de 1,16 e 0,85. Ainda na avaliação para o Norte, para a ECA seguindo a tendência de seco e chuvoso respectivamente tem-se: ETA com cloro residual de 1,63 e 1,31; RN de 1,37 e 1,24; e PRN de 1,30 e 1,27, Tabela 10.

**Tabela 10** – Cloro residual –  $\text{Cl}_{2(g)}$  e ECA – (sazonalidade) nas estruturas do SAA Norte.

Estruturas do SAA	$\text{Cl}_{2(g)}$ (ppm)		ECA (ppm)	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
<b>ETA</b>	1,88	2,15	1,63	1,31
<b>RN</b>	1,53	1,31	1,37	1,24
<b>PRN</b>	1,16	0,85	1,30	1,07

Fonte – Do Autor (2019).

Para valores absolutos quando se observa as estruturas Sul na sazonalidade que para períodos seco e chuvoso respectivamente tem-se: o gás cloro na ETA um máximo de 1,88 ppm de cloro residual e de 2,15, esses valores no RS vão para 1,03 e 0,66 e por fim em PRS de 0,82 e 0,38. Para a ECA seguindo a tendência de seco e chuvoso respectivamente tem-se: ETA com cloro residual de 1,63 e 1,31; RS de 1,30 e 1,10; e PRS de 1,14 e 0,95. Valores indicados na Tabela 11.

**Tabela 11** – Cloro residual –  $\text{Cl}_{2(g)}$  e ECA – (sazonalidade) nas estruturas do SAA Sul.

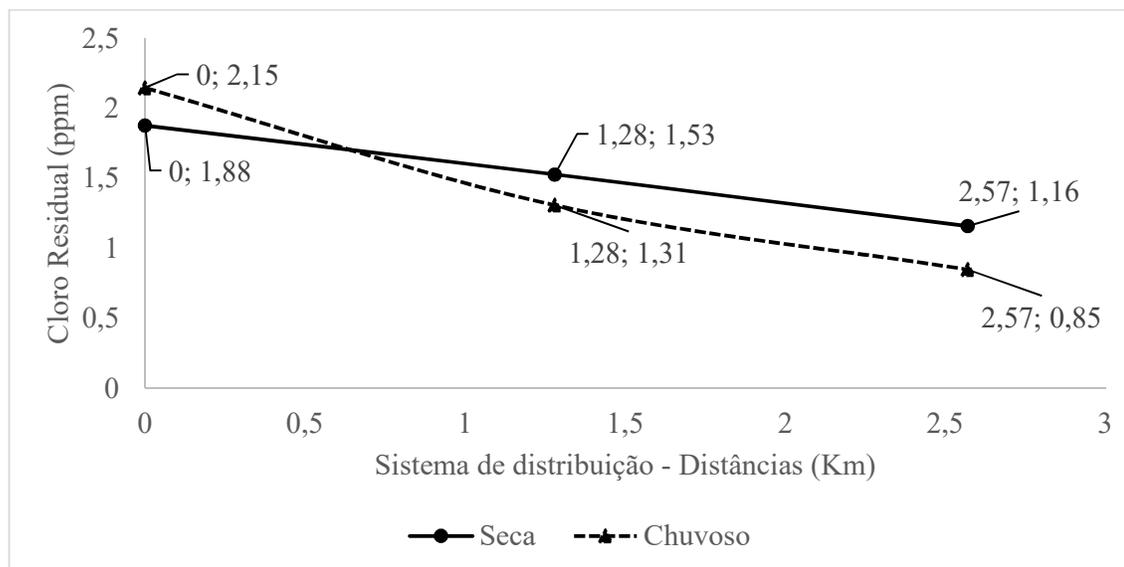
Estruturas do SAA	$\text{Cl}_{2(g)}$ (ppm)		ECA (ppm)	
	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
<b>ETA</b>	1,88	2,15	1,63	1,31
<b>RS</b>	1,03	0,66	1,30	1,10
<b>PRS</b>	0,82	0,38	1,14	0,95

Fonte – Do Autor (2019).

Transformando todos esses valores em gráficos para os dois mecanismos de desinfecção, tem-se a visualização entre os dois sistemas, Norte e Sul, onde em ambos se constata a tendência de queda no cloro residual. No entanto, de forma menos significativas para a desinfecção com a ECA.

Observando o decaimento para as estruturas do sistema Norte para o mecanismo de  $\text{Cl}_{2(g)}$ , nota-se as curvas entre a ETA e RN e desse para sua ponta de rede PRN, Figura 20. Importante ressaltar que a curva é mais acentuada para o período considerado chuvoso do que para o seco, corroborando a análise de que na chuva para um manancial superficial tem-se a influência de todo material lixiviado nas encostas dos rios aumentando com isso o consumo de agente desinfetante.

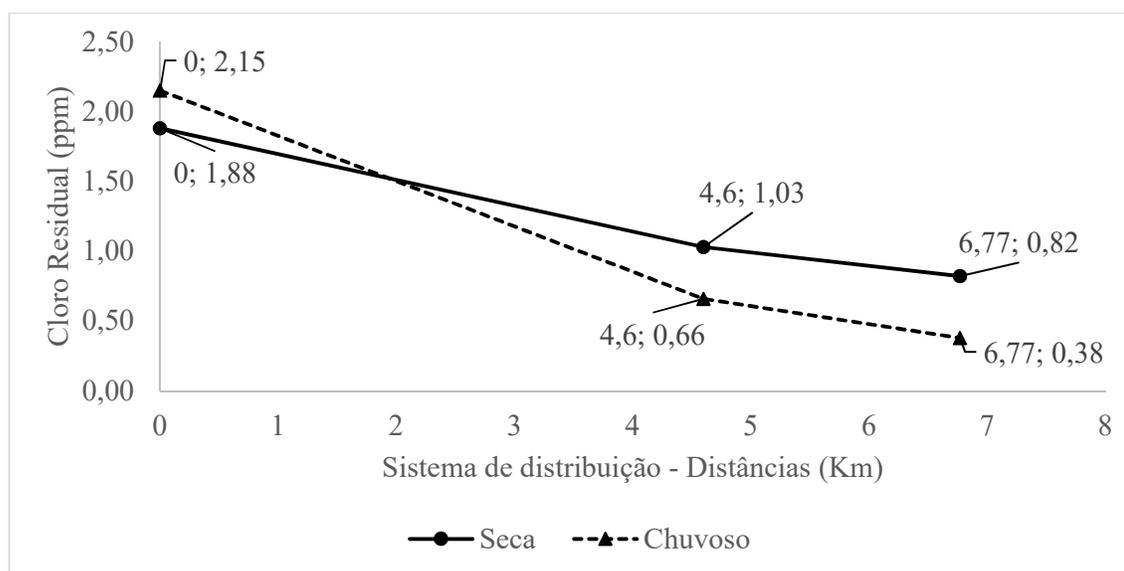
**Figura 20** – Decaimento do cloro residual ( $Cl_{2(g)}$ ) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Norte em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

Observando o decaimento para as estruturas do sistema Sul para o mecanismo de  $Cl_{2(g)}$ , nota-se as curvas entre a ETA e RS e desse para sua ponta de rede PRS, Figura 21. Novamente destaca-se que a curva é mais acentuada para o período chuvoso do que para o seco.

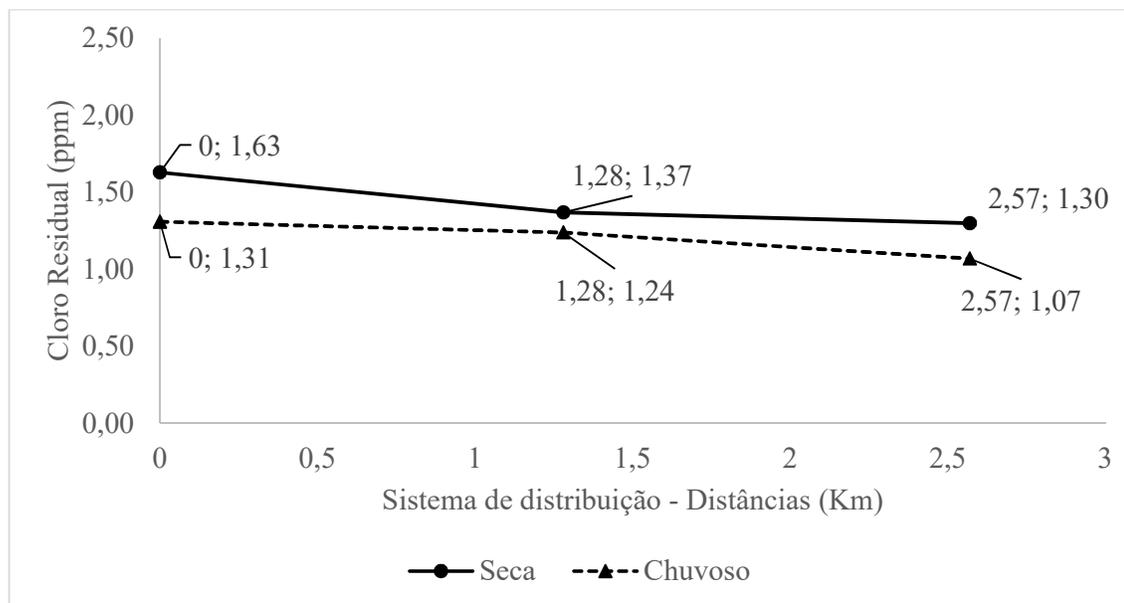
**Figura 21** – Decaimento do cloro residual ( $Cl_{2(g)}$ ) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Sul em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

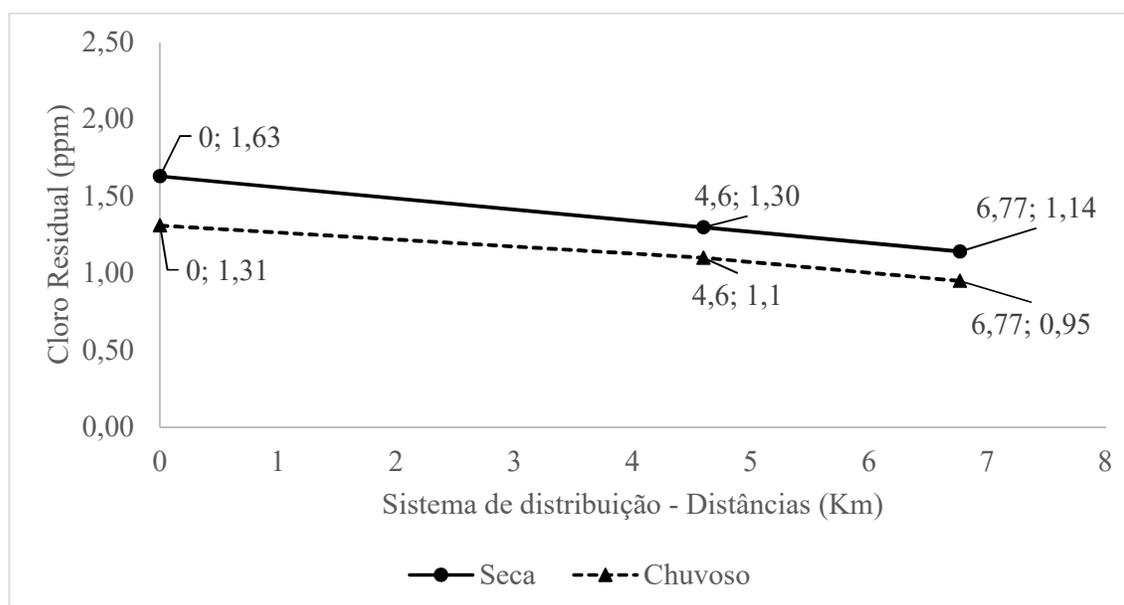
Resultados do decaimento do cloro residual em razão da sazonalidade para ECA no sistema Norte está ilustrado na Figura 22, e para o sistema Sul na Figura 23.

**Figura 22** – Decaimento do cloro residual (ECA) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Norte em relação ao comprimento da adutora.



Fonte – Do Autor (2019).

**Figura 23** – Decaimento do cloro residual (ECA) em razão da sazonalidade no sistema de distribuição Sul em relação ao comprimento da adutora.



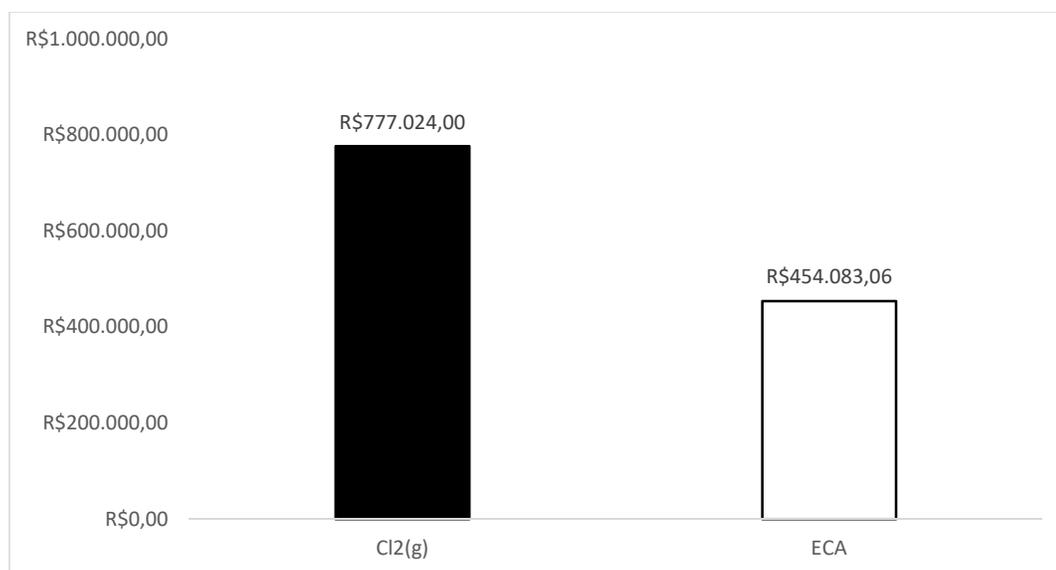
Fonte – Do Autor (2019).

Por outro lado, a utilização da ECA oriunda da eletrólise do cloreto de sódio mantém os níveis de cloro residual em estabilidade por todo o sistema de abastecimento. Isso pode estar relacionado ao seu equilíbrio não estar inteiramente ligado à pressão da linha uma vez que há a formação de peróxido de hidrogênio. Para a ECA também há o decaimento correlacionado com a distância entre a ETA e os reservatórios, e entre esses e suas respectivas pontas de rede, indicando que as incrustações continuam a interferir na manutenção do residual de cloro no decorrer do sistema de distribuição. No entanto, esse decaimento é substancialmente menor do que o observado no gás cloro.

#### 5.6 AGENTE DESINFETANTE: $\text{Cl}_2(\text{g})$ E ECA - CUSTO

Em todo processo industrial deve-se observar a viabilidade técnica, econômica e ambiental. Já foi demonstrada a viabilidade técnica e ambiental da desinfecção por ECA oriunda da eletrólise do cloreto de sódio comparada ao gás cloro. O aspecto econômico foi determinado através do monitoramento dos dois sistemas no período da pesquisa. Com base na média de consumo e pela cotação do quilograma de gás R\$ 6,08 e tendo o custo do insumo do sal para eletrólise de R\$ 0,38/Kg somado ao consumo de energia elétrica para alimentação dos reatores, tem-se a relação entre o custo de cada sistema desinfetante, Figura 24.

**Figura 24** – Custos em Reais (R\$) da operação dos sistemas de desinfecção  $\text{Cl}_2(\text{g})$  e ECA durante os 36 meses de estudo na ETA.



Fonte – Do Autor (2018).

Para o gás cloro tem como único custo o do insumo e para a ECA considerou-se o custo do sal e o consumo de energia elétrica dos reatores. O tempo de operação foi de 21 horas diárias uma vez que o sistema é desligado por 3 horas diárias no regime de maior consumo na cidade conhecido por horário de pico. As manutenções realizadas nos períodos de análise se equivalem e foram desconsideradas no cálculo final.

Em vista disso, tem-se que o sistema com ECA obteve economia de 41,56% com relação ao sistema de gás cloro. Com isso, além da vantagem operacional demonstra ser extremamente vantajoso economicamente.

## 5.7 ORTO-POLIFOSFATO DE SÓDIO

A aplicação do agente quelante de ferro e manganês, orto-polifosfato de sódio, na água de abastecimento ocorreu no tanque de contato de água tratada. Um dos fatores analisados foi o número de reclamações da qualidade da água pelos munícipes. O monitoramento foi realizado de acordo com as queixas direcionadas à ETA, Tabela 12.

**Tabela 12** – Número de Reclamações à ETA no período de amostragem.

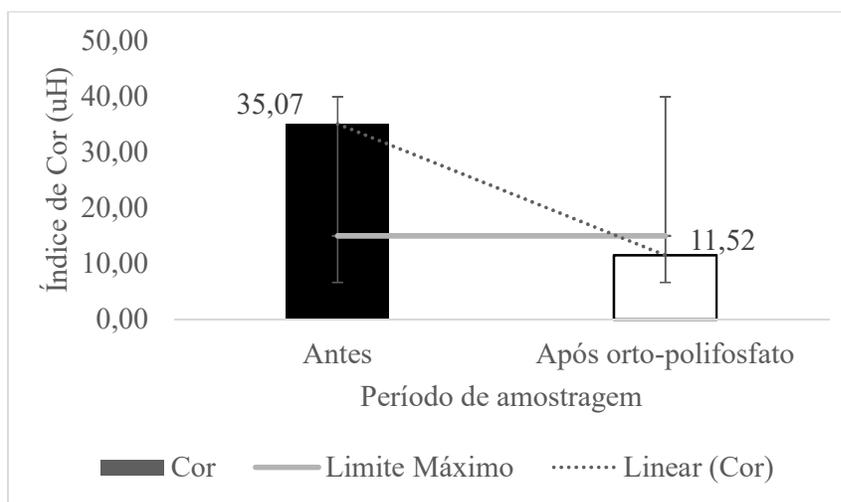
<b>Período de Amostragem</b>	<b>Número de Reclamações</b>
Antes orto-polifosfato	140
Após orto-polifosfato	31

**Fonte** – Do Autor (2018)

No período de amostragem pode-se observar que antes da aplicação do quelante o número de reclamações direcionadas à ETA foi de 140, enquanto no período em que houve a aplicação do orto-polifosfato de sódio as reclamações foram de somente 31. Com isso, tem-se que a utilização do produto reduziu o índice de queixas sobre a qualidade da água (água suja) em 78%. Analisando somente os números de reclamações sobre a qualidade da água distribuída constata-se que a aplicação do orto-polifosfato na água foi de fundamental importância na manutenção dos parâmetros de potabilidade, uma vez que, diminuiu significativamente as queixas devidas à água suja. Prasad e Danso-amoako (2014), Qin et al. (2009), Scholz (2016) e Weigert e Rattmann (1997), destacam a grande preocupação das companhias de saneamento pelo mundo a respeito da água suja (com cor), e que isso gera um grande número de reclamações dos contribuintes, o que abala a confiança na água distribuída à população.

A água popularmente chamada de suja é aquela que apresenta cor marrom avermelhada ou amarelo intenso. De acordo com Richter (2017), o parâmetro cor apesar de não ter significado sanitário, acarreta desconforto para o munícipe que a consome. A cor antes da aplicação do orto-polifosfato apresentava índices nas reclamações superiores, 35,07 uH, ao recomendado pela Legislação (BRASIL, 2017). No entanto, após o uso do quelante pôde-se observar a queda significativa da cor da água das reclamações, apresentando queda de 67%, e tendo os valores em média de 11,52 uH, Figura 25. Convém destacar que o índice após a aplicação do quelante está dentro do recomendado pela Portaria de potabilidade que estabelece valores de no máximo 15 uH (BRASIL, 2017).

**Figura 25** – Índice de Cor antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.

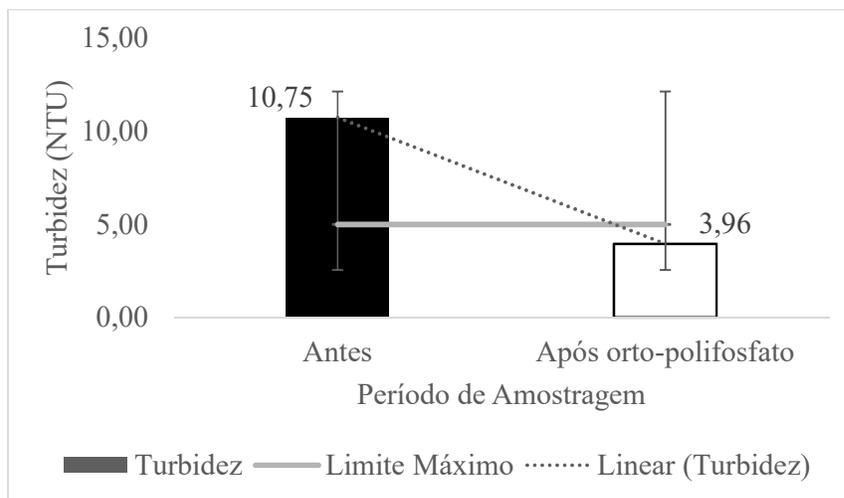


Fonte – Do Autor (2019).

A turbidez da água também apresentou queda significativa assim como o índice cor. A redução da turbidez foi de 63% apresentando valores antes e após a aplicação do orto-polifosfato respectivamente de 10,75 NTU e de 3,96 NTU, Figura 26. A turbidez também não é padrão sanitário assim como a cor, mas é um indicativo visual para a qualidade da água. Como a turbidez indica a presença de material particulado, e na ETA seu índice é abaixo de 5 NTU, os resultados indicam que está havendo o desprendimento de estruturas internas da rede que passam a compor a constituição da água, assim como reações secundárias de oxidação do desinfetante com a matéria orgânica. De forma geral, íons ferro e manganês que adentram a adutora via reparos de rede são as principais causas da elevação do índice turbidez (WEIGERT e RATTMANN, 1997). Ressalta-se que os valores após a aplicação do quelante estão dentro do

recomendado pela Portaria de potabilidade que estabelece valores de no máximo 5 NTU (BRASIL, 2017).

**Figura 26** – Índice de Turbidez antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.



Fonte – Do Autor (2019).

Abaixo segue ilustração de uma descarga de rede no sistema de distribuição onde é possível observar a cor intensa da água, Figura 27.

**Figura 27** – Descarga em rede do sistema de distribuição de água.



Fonte – Do Autor (2018)

Quando se tem ferro e manganês na água é porque as redes de abastecimento onde ela se encontra está com contaminação por terra, coloração marrom avermelhada, que pode ter sido admitido na adutora através das manutenções de reparos onde não foi realizada a descarga de rede conforme protocolo. Os principais pontos de rompimento são as derivações ou ramais, que alimentam diretamente as residências. Hu et al. (2018), destacaram a influência da fonte de água nos episódios de “água vermelha”. Investigaram os impactos da qualidade da água na corrosão de tubulações de ferro fundido para distribuição de água. Concentração de cloro e sulfato aceleraram o desprendimento de ferro, e tendência contrária para alcalinidade e dureza. Alertaram ainda para o efeito do oxigênio dissolvido na aceleração da corrosão. Alvarez-bastida et al. (2018), Sun et al. (2017) e Vries et al. (2017), observaram que as tubulações sofrem corrosão intensa no sistema de distribuição e que está relacionada às características físico-químicas da água.

Gao et al. (2019a), corroboram a análise sobre a combinação entre ferro e manganês no sistema de distribuição em seu estudo sobre a avaliação dos riscos de metais pesados nas redes e a sua decomposição na formação de depósitos nas adutoras. Estudaram 13 íons inorgânicos com depósitos em adutoras e o maior índice apresentado foi do ferro e tendo o manganês em terceiro lugar. Na mesma linha, Weigert e Rattmann (1997), no seu estudo piloto da utilização do orto-polifosfato no sistema de distribuição de Curitiba/PR observaram a redução dos índices dos metais ferro e manganês. Prasad e Danso-amoako (2014), também correlacionaram a cor (vermelha) à presença de íons ferro e manganês na água de distribuição em seu estudo sobre o acúmulo desses metais no sistema de distribuição.

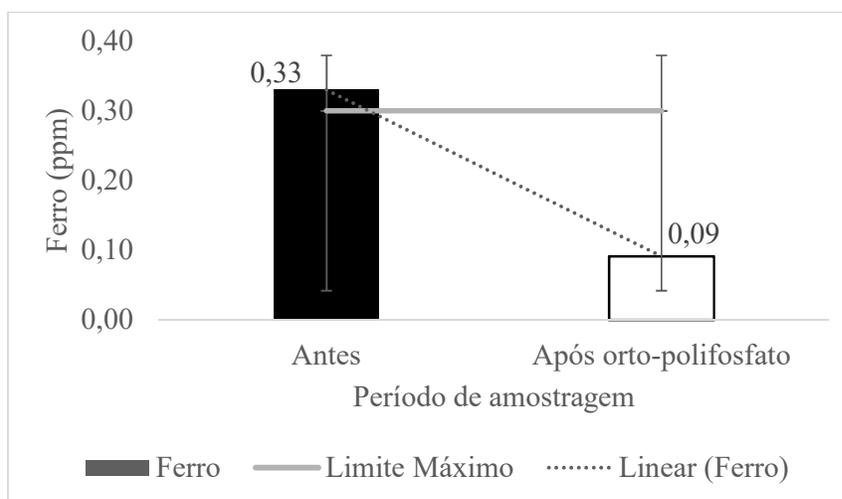
Chaturvedi e Dave (2012), no estudo sobre a remoção de ferro para a segurança da água potável observaram que a ocorrência desse íon na água deve-se a alguns fatores sendo os principais: origem industrial, mineração, metalurgia, e corrosão metálica. Ainda afirmaram que a presença do ferro na água depende da relação entre potencial de redução e pH, e com o aumento do pH também aumenta a precipitação desse íon no sistema de distribuição. Com isso, reafirma-se a necessidade de se trabalhar com pH em torno de 7,3 que além de melhorar a relação de corrosão das adutoras, mantém os níveis de residual de cloro. Ainda analisaram a ação de agentes quelantes que formam um complexo com o ferro causando sua inativação através da constituição de uma estrutura anelar bloqueando qualquer reação química subsequente o que aumenta a sua solubilidade na água facilitando sua remoção.

Por outro lado, quando se observa a cor amarelada na água é devido à presença somente de íons ferro indicando o desgaste por oxidação, corrosão, das redes de água que geralmente nas vias pressurizadas são de aço carbônico e em sua maioria de ferro fundido. Essas redes

apresentam tempo de vida útil determinado e deve ser realizada manutenção e substituição de trechos de acordo com monitoramento do processo corrosivo.

O índice de ferro na água apresentou redução de 73%, tendo os valores antes e após a aplicação do orto-polifosfato de 0,33 e 0,09 mg. L<sup>-1</sup> respectivamente, Figura 28. Dessa forma, o quelante reduziu significativamente o residual de ferro na água de abastecimento. O parâmetro ferro no período antes se apresentava acima do permitido pela legislação que é de 0,30 ppm (BRASIL, 2017). Como na ETA o residual de ferro é zero (0 ppm) a fonte desse íon na água é o deterioramento das redes do sistema de distribuição.

**Figura 28** – Teor de Ferro antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.



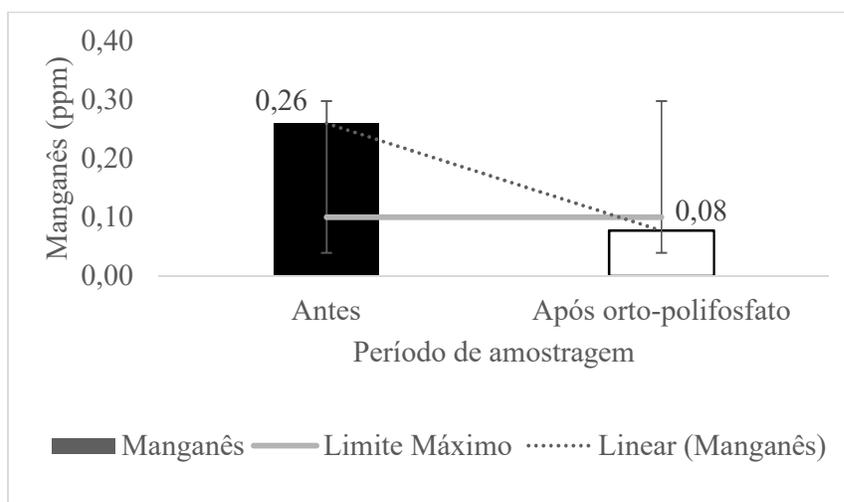
Fonte – Do Autor (2019).

Para o parâmetro manganês seguiu-se a mesma tendência de queda sendo redução de 69%, tendo os valores antes e após o período de aplicação do quelante respectivamente de 0,26 e 0,08 ppm, Figura 29. O patamar máximo da legislação é de 0,10 ppm (BRASIL, 2017). O índice para o íon manganês na ETA é de 0 (zero) ppm e, portanto, quando se observa a presença de manganês na água de distribuição é devido a contaminação oriunda nas redes, seja por fissuras ou mesmo por manutenções que deixam resíduos de terra no interior das adutoras, além das reações secundárias. Esse íon é encontrado em solos e quando se tem leitura na água na ETA é devido à lixiviação das encostas para o manancial superficial, e seu excesso em águas podem causar distúrbios neurológicos.

Alvarez-bastida et al. (2013) e Peng e Korshin (2011), também observaram que as adutoras são afetadas pelo efeito corrosivo e que liberam íons, no caso específico o Manganês,

e que passa a constituir a água de distribuição. Ainda alertam para os riscos para a saúde do excesso de manganês na água. Com a mesma observação sobre corrosão, Gao et al. (2019b), atestaram a redução de metais em água ao utilizar orto-polifosfato com biocarvão, no entanto, estudaram a remoção de íons chumbo da água. Nilsson (1971), com a finalidade de remover metais de água através de tratamento físico-químico investigou o efeito da adição de orto-polifosfato na água de distribuição. Os testes foram feitos em escala piloto de água tratada com sulfato de alumínio e hidróxido de cálcio, e apontaram para o efeito benéfico da aplicação do quelante na diminuição de íons metálicos na água.

**Figura 29** – Teor de Manganês antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.



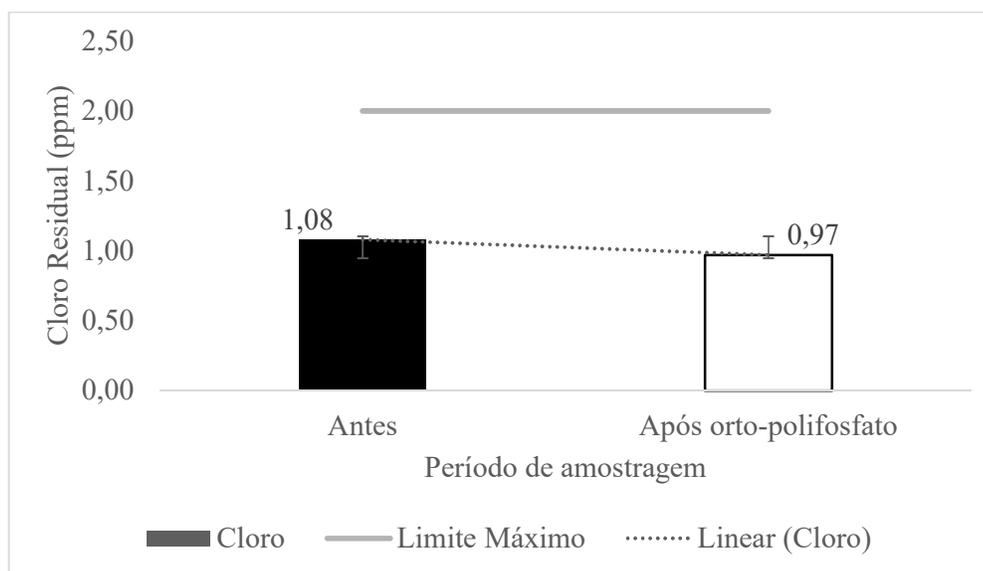
Fonte – Do Autor (2019).

Com a mesma tendência, Alvarez-bastida et al. (2018), no estudo sobre a caracterização do manganês de água potável, observaram que utilizando zeólitas modificadas com sódio há remoção significativa de manganês da água. Cerrato et al. (2010), também observaram a influência que a água tem na corrosão das tubulações e a oxidação do manganês através de diferentes concentrações de cloro na água de distribuição. Atestaram que a presença de oxigênio e cloro faz com que bactérias realizem a bio-oxidação (reações secundárias) de compostos na água que resultam na deposição do manganês no sistema de distribuição. No entanto, ressalta que os mecanismos físico, químicos e biológicos da oxidação do manganês não são totalmente compreendidos. Gerke, Little e Maynard (2016), também analisaram a deposição de manganês no sistema de distribuição de água potável. Analisaram tubulações de latão e chumbo, um estudo de caso, em que compararam dois sistemas, um com água com cloro e outro com

cloramina. E constataram que o cloro, por ter alta capacidade oxidativa, é um precursor para a oxidação dos materiais metálicos das adutoras.

O cloro residual antes e após o orto-polifosfato respectivamente foi de 1,08 e 0,97 ppm, Figura 30. Portanto não há diferença significativa para esse parâmetro. Prasad e Danso-amoko (2014), afirmaram ainda que o cloro residual em condições adequadas de dosagem auxilia no controle da cor na água em seu estudo sobre acúmulo de íons metálicos na água potável. Indicaram que microrganismos causam a oxidação de metais que geram cor na água, e o residual de cloro elimina esses patógenos deixando o sistema em condições ótimas para operação.

**Figura 30** – Concentração de cloro residual antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.



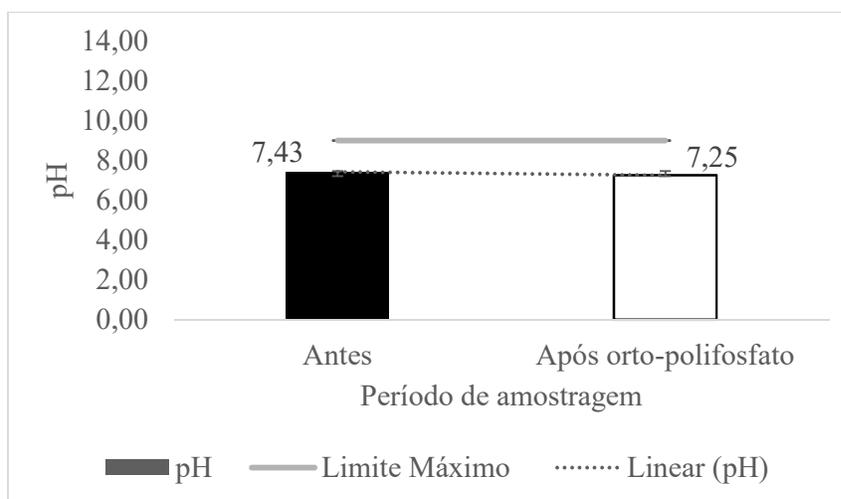
Fonte – Do Autor (2019).

Como não houve alteração estatística do pH pode afirmar que não há interferência do orto-polifosfato no pH, onde os valores antes e após o uso do quelante respectivamente foi de 7,43 e 7,25, Figura 31. Uma das preocupações relativas à estabilidade do pH é a manutenção dos padrões de potabilidade e o desgaste corrosivo das redes. Os padrões microbiológicos são mantidos através do pH onde se tem a predominância no meio do cloro residual adequado (ácido hipocloroso). Com isso, o uso desse quelante não afeta os parâmetros de desinfecção.

Sobre pH, confirmando as melhores condições operacionais para pH em 7,3, Hoyland et al. (2014), avaliaram o potencial da remoção biológica do manganês comparando sobre alteração de pH baixo, entre 6,2 e 6,3, normalmente empregados para coagulação e remoção de material orgânico e pH mais alto de 6,3 e 7,3. Observaram que para pH mais baixos há maior

tendência de se liberar íons metálicos na água de distribuição. Lijklema (1980), observaram a influência do pH nas ligações de fosfatos (absorção) de ferro (III) e hidróxidos de alumínio. Atestaram que essa absorção está diretamente relacionada com o pH, tempo e cargas elétricas. Por outro lado, Prasad e Danso-amoako (2014), atestaram que pH mais elevados, alcalinidade é um parâmetro importante na redução da cor nas águas de abastecimento.

**Figura 31** – pH antes e após aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento.



Fonte – Do Autor (2019).

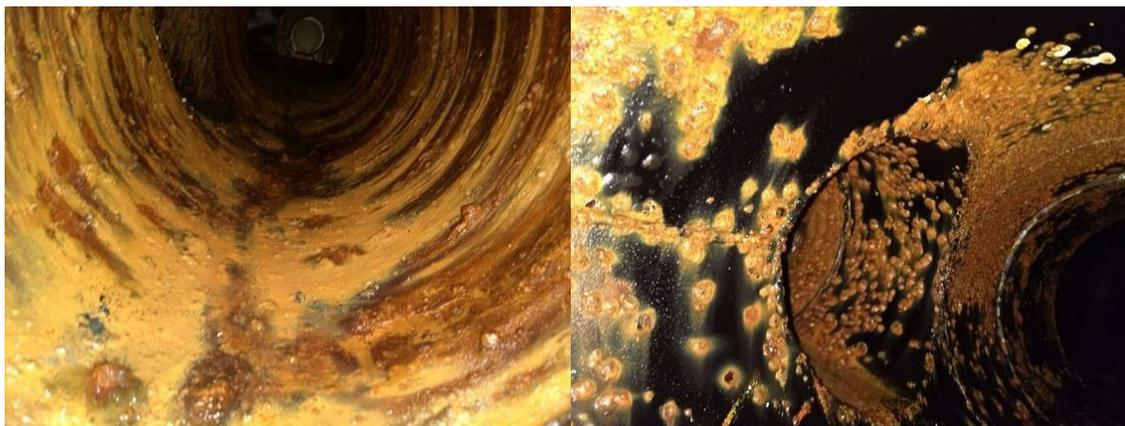
Diante de todos os dados apresentados ainda se tem a redução de forma significativamente dos índices de incrustação nas redes diminuindo o tamanho e quantidade dos tubérculos formados pela precipitação de íons carbonatos na água por décadas de operação do sistema de abastecimento. Antes do uso do quelante pode-se observar o interior de uma rede onde tem-se alto índice de tubérculos. Após o uso do orto-polifosfato constata-se que no mesmo trecho da adutora houve a limpeza de seu interior e a redução do número de tubérculos, Figura 32.

Weigert e Rattmann (1997), também observaram a redução do número de tubérculos nas redes em um estudo piloto do orto-polifosfato na água de abastecimento em Curitiba, e atestaram a formação de uma película protetora no interior das adutoras protegendo-as dos efeitos corrosivos, como uma película de passivação.

Da mesma forma, Gouider et al. (2009), confirmaram a formação de uma película protetora no interior das tubulações após o uso de orto-polifosfato, no estudo sobre o impacto da adição desse quelante no desenvolvimento de biofilmes no sistema de distribuição de água.

A contaminação das redes resulta na multiplicação de bactérias (biofilmes) nas paredes das adutoras e essas bactérias podem se desprender e ser transportadas pela água.

**Figura 32** – Interior da adutora antes (à direita) e após (à esquerda) da aplicação do ortopolifosfato no sistema de distribuição de água.



Fonte – Do Autor (2017)

Gouider et al. (2009), afirmaram ainda que para redes velhas a contaminação por oxidação do material metálico de sua constituição é um sério problema para a qualidade da água. E para evitar essa decomposição das redes aplicaram o orto-polifosfato na água, no entanto, estudaram o efeito para o elemento chumbo. Por fim, determinaram que para dosagens de 1 ppm de orto-polifosfato não aumentam a formação de biofilmes, e conseqüentemente atestaram que o tratamento da água com orto-polifosfato é satisfatório na redução da corrosão no sistema de distribuição de água.

## 6 CONCLUSÃO

Tratamento de água para consumo humano é um dos pilares do saneamento básico, e manter a sua qualidade em todo o sistema de distribuição é um trabalho extremamente técnico. A desinfecção da água é um dos maiores desafios para a distribuição para consumo humano. A manutenção do residual de desinfetante sofre interferência das adutoras e do material agregado em seu interior. O gás cloro apresenta menor estabilidade no sistema de distribuição quando comparado com a ECA oriunda da eletrólise do gás cloro. Fica evidenciado que a distância entre os pontos de dosagem e análise nas extremidades das redes de distribuição influi diretamente no residual de cloro. Quanto mais distante um ponto de coleta do ponto de dosagem menor a concentração do residual. No entanto, para a ECA essa queda é menos significativa, mantendo o residual em padrões ótimos para a potabilidade.

Além do mais, o sistema de eletrólise apresentou no período de amostragem ser também economicamente vantajoso, uma vez que, o custo de operação é substancialmente menor do que o custo do sistema através do gás cloro. Dessa forma, é possível afirmar que a geração de cloro por eletrólise do cloreto de Sódio para desinfecção de água para consumo humano, é vantajosa tanto pelos aspectos operacionais, técnicos e econômicos.

A aplicação de orto-polifosfato na água de abastecimento se mostrou uma ferramenta tecnológica importante na manutenção da estabilidade da água no sistema de abastecimento. Houve redução significativa da turbidez, cor, ferro, manganês e manutenção dos parâmetros pH cloro residual. Sendo que, ferro e manganês são os maiores responsáveis pelo fenômeno da água suja (vermelha) que causam prejuízos, desconforto e males à saúde.

A formação da película protetora na rede auxiliou na diminuição do fenômeno corrosivo monitorado pelo índice de ferro. Os parâmetros de qualidade avaliados pelo número de reclamações foram reduzidos de forma significativa em 78%. O uso do orto-polifosfato como quelante de íons ferro e manganês mostrou ser efetivo na operacionalidade do tratamento de água.

Dessa forma, as inovações tecnológicas demonstradas nesse trabalho foram imperiosas na manutenção da qualidade da água distribuída e na melhoria das condições de todo o sistema de abastecimento da cidade. Assim, auxilia no desenvolvimento e implantação de novas técnicas e tecnologias para o tratamento de água para consumo humano.

## 7 REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, Md. Pauzi et al. The study of interrelationship between raw water quality parameters, chlorine demand and the formation of disinfection by-products. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/b/c**, [s.l.], v. 34, n. 13-16, p.806-811, jan. 2009.
- ADESINA, Olusola Adedayo et al. Response surface methodology approach to optimization of process parameter for coagulation process of surface water using Moringa oleifera seed. **South African Journal of Chemical Engineering**, [s.l.], v. 28, p.46-51, abr. 2019.
- ALI, Aftab et al. Effect of drinking water disinfection by-products in human peripheral blood lymphocytes and sperm. **Mutation Research/fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, [s.l.], v. 770, p.136-143, dez. 2014.
- AL-JASSER, A.o.. Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. **Water Research**, [s.l.], v. 41, n. 2, p.387-396, jan. 2007.
- ALVAREZ-BASTIDA, C. et al. Drinking water characterization and removal of manganese. Removal of manganese from water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s.l.], v. 6, n. 2, p.2119-2125, abr. 2018.
- ALVAREZ-BASTIDA, C. et al. The corrosive nature of manganese in drinking water. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 447, p.10-16, mar. 2013.
- AMIKAM, Gidon; NATIV, Paz; GENDEL, Youri. Chlorine-free alkaline seawater electrolysis for hydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s.l.], v. 43, n. 13, p.6504-6514, mar. 2018.
- ANDRIANOV, Alexey; ORLOV, Evgeny. Explanation of tuberculation scales formation in steel and iron pipes using the theory of wave motion of a liquid. **Matec Web of Conferences**, [s.l.], v. 178, p.1-6, 2018.
- ANGULO, Fredy et al. Cartagena's Water Distribution System. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.28-35, 2017a.
- ANGULO, José. Barranquilla's Water Distribution System: A First Detailed Description. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.12-19, 2017b.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: American Publications, 2017.
- ARAÚJO, Karla Santos de et al. Advanced oxidation processes: a review regarding the fundamentals and applications in wastewater treatment and industrial wastewater. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [s.l.], v. 11, n. 2, p.387-402, 15 abr. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 18 p.

AUGSBURG, Britta; RODRÍGUEZ-LESMES, Paul Andrés. Sanitation and child health in India. **World Development**, [s.l.], v. 107, p.22-39, jul. 2018.

BAE, C. et al. Development of Renovation Techniques for Medium and Large Diameter Water Transmission Pipes. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 89, p.817-822, 2014.

BÄHNER, F.d.; SANTACOLOMA, P.a.; HUUSOM, J.k.. Optimal operation of parallel dead-end filters in a continuous bio-based process. **Food and Bioproducts Processing**, [s.l.], v. 114, p.263-275, mar. 2019.

BAI, Mindong et al. Application of a hydroxyl-radical-based disinfection system for ballast water. **Chemosphere**, [s.l.], v. 208, p.541-549, out. 2018.

BEDIAKO, Isaac Asare et al. Urban water supply systems improvement through water technology adoption. **Technology in Society**, [s.l.], p.1-8, jun. 2018.

BEHBAHANI, Mohsen et al. Understanding the impact of water distribution system conditions on the biodegradation of haloacetic acids and expression of bacterial dehalogenase genes. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 351, p.293-300, jun. 2018.

BEKBOLET, M. et al. Application of oxidative removal of NOM to drinking water and formation of disinfection by-products. **Desalination**, [s.l.], v. 176, n. 1-3, p.155-166, jun. 2005.

BLOKKER, Mirjam; SMEETS, Patrick; MEDEMA, Gertjan. Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system. **Microbial Risk Analysis**, [s.l.], v. 8, p.22-31, abr. 2018.

BRASIL. Portaria (2011). Portaria de 12 de setembro de 2011. **Portaria 2914**. Ministério da Saúde. Brasília, DF.

BRASIL. Portaria (2017). Portaria de 28 de setembro de 2017. **Portaria de Consolidação N° 5**. Ministério da Saúde. Brasília, DF

BUBAKOVA, Petra; PIVOKONSKY, Martin. The influence of velocity gradient on properties and filterability of suspension formed during water treatment. **Separation and Purification Technology**, [s.l.], v. 92, p.161-167, maio 2012.

CALLEGARY, J.b. et al. Findings and lessons learned from the assessment of the Mexico-United States transboundary San Pedro and Santa Cruz aquifers: The utility of social science in applied hydrologic research. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s.l.], v. 20, p.60-73, dez. 2018.

CERRATO, José M. et al. Manganese-oxidizing and -reducing microorganisms isolated from biofilms in chlorinated drinking water systems. **Water Research**, [s.l.], v. 44, n. 13, p.3935-3945, jul. 2010.

CHATURVEDI, Shalini; DAVE, Pragnesh N.. Removal of iron for safe drinking water. **Desalination**, [s.l.], v. 303, p.1-11, out. 2012.

- CHEN, Sheng et al. Induction of Escherichia coli into a VBNC state through chlorination/chloramination and differences in characteristics of the bacterium between states. **Water Research**, [s.l.], v. 142, p.279-288, out. 2018.
- CRISTO, C. di et al. Drinking Water Vulnerability Assessment after Disinfection through Chlorine. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 119, p.389-397, 2015.
- CUNHA, Davi Gasparini Fernandes; SABOGAL-PAZ, Lyda Patricia; DODDS, Walter Kennedy. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 94, p.516-524, set. 2016.
- DE SOUSA FILHO, Jose Waldir; OKURA, ; Mônica Hitomi; PASOTTO, Marlei Barboza. Tangential ultrafiltration: a technological tool. **Brazilian Journal of Science, Technology and Innovation**, Uberaba, v. 1, n. 1, p.27-44, jul. 2014.
- DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela di Bernardo; VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3. ed. São Carlos: LDiBe, 2017. 1246 p.
- DIAO, Kegong et al. Global resilience analysis of water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 106, p.383-393, dez. 2016.
- DO, Nhu et al. Demand Estimation In Water Distribution Systems: Solving Underdetermined Problems Using Genetic Algorithms. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.193-201, 2017.
- ELSAIED, Yehya et al. An immediate onsite chlorine leakage disaster management plan. **Journal of Chemical Health And Safety**, [s.l.], p.1-6, jan. 2019.
- FARRELL, Charlotte et al. Turbidity composition and the relationship with microbial attachment and UV inactivation efficacy. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 624, p.638-647, maio 2018.
- FENG, Yangang; SMITH, Daniel W; BOLTON, James R. Photolysis of aqueous free chlorine species (HOCl and OCl<sup>-</sup>) with 254 nm ultraviolet light. **Journal of Environmental Engineering and Science**, [s.l.], v. 6, n. 3, p.277-284, maio 2007.
- FETYAN, Khaled; EL\_GAZZAR, Dalia. Effect of motor vibration problem on the power quality of water pumping stations. **Water Science**, [s.l.], v. 28, n. 1, p.31-41, out. 2014.
- FISHER, Ian; KASTL, George; SATHASIVAN, Arumugam. A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 46, n. 10, p.3293-3303, jun. 2012.
- FISHER, Ian; KASTL, George; SATHASIVAN, Arumugam. Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 16, p.4896-4908, out. 2011.
- FONTANAZZA, Chiara M. et al. Contaminant Intrusion through Leaks in Water Distribution System: Experimental Analysis. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 119, p.426-433, 2015

GAN, Wenhui et al. The occurrence of disinfection by-products in municipal drinking water in China's Pearl River Delta and a multipathway cancer risk assessment. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 447, p.108-115, mar. 2013.

GANT, Simon et al. Dense gas dispersion model development and testing for the Jack Rabbit II phase 1 chlorine release experiments. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 192, p.218-240, nov. 2018.

GAO, Jiali et al. Risk assessment of heavy metals in pipe scales and loose deposits formed in drinking water distribution systems. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 652, p.1387-1395, fev. 2019a.

GAO, Ruili et al. Highly-effective removal of Pb by co-pyrolysis biochar derived from rape straw and orthophosphate. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 371, p.191-197, jun. 2019b.

GASTMANS, Didier et al. Hypothesis of Groundwater Flow through Geological Structures in Guarani Aquifer System (GAS) using Chemical and Isotopic Data. **Procedia Earth and Planetary Science**, [s.l.], v. 17, p.136-139, 2017.

GENTIL, V. Corrosão. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2011.

GERKE, Tammie L.; LITTLE, Brenda J.; MAYNARD, J. Barry. Manganese deposition in drinking water distribution systems. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 541, p.184-193, jan. 2016.

GHEIBI, Mohammad; KARRABI, Mohsen; EFTEKHARI, Mohammad. Designing a smart risk analysis method for gas chlorination units of water treatment plants with combination of Failure Mode Effects Analysis, Shannon Entropy, and Petri Net Modeling. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 171, p.600-608, abr. 2019.

GIRALDO, María Patricia Salazar. Water Distribution and Drainage Systems of Aburrá Valley, Colombia – Empresas Públicas de Medellín E.S.P. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.4-11, 2017.

GOSSELIN, F. et al. Drinking water and biofilm disinfection by Fenton-like reaction. **Water Research**, [s.l.], v. 47, n. 15, p.5631-5638, out. 2013.

GOUIDER, Mbarka et al. Impact of orthophosphate addition on biofilm development in drinking water distribution systems. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 167, n. 1-3, p.1198-1202, 15 ago. 2009.

GOVIER, P.; COULSON, J.m.. Civilian exposure to chlorine gas: A systematic review. **Toxicology Letters**, [s.l.], v. 293, p.249-252, set. 2018.

GUISSOUMA, Wiem et al. Risk assessment of fluoride exposure in drinking water of Tunisia. **Chemosphere**, [s.l.], v. 177, p.102-108, jun. 2017.

HAGEMANN, S.e. et al. Synergic effects of the substitution of Portland cement for water treatment plant sludge ash and ground limestone: Technical and economic evaluation. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 214, p.916-926, mar. 2019.

HALLAM, N.b et al. The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 36, n. 14, p.3479-3488, ago. 2002.

HINDIYEH, Muna; ALI, Ashraf. Investigating the efficiency of solar energy system for drinking water disinfection. **Desalination**, [s.l.], v. 259, n. 1-3, p.208-215, set. 2010.

HOFFMAN, Julien I.e.. Analysis of Variance. I. One-Way. **Basic Biostatistics for Medical and Biomedical Practitioners**, [s.l.], p.391-417, 2019.

HOYLAND, Victoria W. et al. Effect of drinking water treatment process parameters on biological removal of manganese from surface water. **Water Research**, [s.l.], v. 66, p.31-39, dez. 2014.

HSU, Guoo-shyng Wang; LU, Yi-fa; HSU, Shun-yao. Effects of electrolysis time and electric potential on chlorine generation of electrolyzed deep ocean water. **Journal of Food and Drug Analysis**, [s.l.], v. 25, n. 4, p.759-765, out. 2017.

HU, Jun et al. Impacts of water quality on the corrosion of cast iron pipes for water distribution and proposed source water switch strategy. **Water Research**, [s.l.], v. 129, p.428-435, fev. 2018.

JIAO, Ruyuan et al. Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 57, p.338-345, jul. 2017.

JIN, Juntao; WU, Guangxue; GUAN, Yuntao. Effect of bacterial communities on the formation of cast iron corrosion tubercles in reclaimed water. **Water Research**, [s.l.], v. 71, p.207-218, mar. 2015.

JONES, Alfred Ndahi; BRIDGEMAN, John. A fluorescence-based assessment of the fate of organic matter in water treated using crude/purified Hibiscus seeds as coagulant in drinking water treatment. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 646, p.1-10, jan. 2019.

KHORSHIDI, Mohammad S.; NIKOO, Mohammad Reza; SADEGH, Mojtaba. Optimal and objective placement of sensors in water distribution systems using information theory. **Water Research**, [s.l.], v. 143, p.218-228, out. 2018.

KIÉNÉ, L; LU, W; LÉVI, y. Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 38, n. 6, p.219-227, 1998.

KILINÇ, Yusuf et al. Evaluation of technical performance of pipes in water distribution systems by analytic hierarchy process. **Sustainable Cities and Society**, [s.l.], v. 42, p.13-21, out. 2018.

KIM, Hyunjun; KIM, Sanghyun; KOO, Jayong. Modelling Chlorine Decay in a Pilot Scale Water Distribution System Subjected to Transient. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 119, p.370-378, 2015.

KNOBLOCH, A.; GUTH, N.; KLINGEL, P.. Automated Water Balance Calculation for Water Distribution Systems. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 89, p.428-436, 2014.

KOLEVA, Mariya N.; STYAN, Craig A.; PAPAGEORGIOU, Lazaros G.. Optimisation approaches for the synthesis of water treatment plants. **Computers & Chemical Engineering**, [s.l.], v. 106, p.849-871, nov. 2017.

KUWABARA, Masahiro et al. Disinfection of Pseudomonas aeruginosa-infected wounds in diabetic db/db mice by weakly acidic hypochlorous acid. **Wound Medicine**, [s.l.], v. 23, p.1-5, dez. 2018.

KWON, Hyuk Jae; KWON, Hong-kyu. Estimations of Safety Degree of Water Distribution System. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 154, p.398-402, 2016.

LAMBROU, Theofanis P.; ANASTASIOU, Christos C.; PANAYIOTOU, Christos G.. A Nephelometric Turbidity System for Monitoring Residential Drinking Water Quality. **Lecture Notes of the Institute for Computer Sciences, Social Informatics and Telecommunications Engineering**, [s.l.], p.43-55, 2010.

LANGOWSKI, Rafał; BRDYS, Mietek A.. An optimised placement of the hard quality sensors for a robust monitoring of the chlorine concentration in drinking water distribution systems. **Journal of Process Control**, [s.l.], v. 68, p.52-63, ago. 2018.

LEE, Eunhee et al. Assessment of transboundary aquifer resources in Asia: Status and progress towards sustainable groundwater management. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s.l.], v. 20, p.103-115, dez. 2018.

LI, Hongna; ZHU, Xiuping; NI, Jinren. Comparison of electrochemical method with ozonation, chlorination and monochloramination in drinking water disinfection. **Electrochimica Acta**, [s.l.], v. 56, n. 27, p.9789-9796, nov. 2011.

LI, Weiyang et al. Effect of disinfectant residual on the interaction between bacterial growth and assimilable organic carbon in a drinking water distribution system. **Chemosphere**, [s.l.], v. 202, p.586-597, jul. 2018.

LI, Yuan et al. Long term spatial-temporal dynamics of fluoride in sources of drinking water and associated health risks in a semiarid region of Northern China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 171, p.274-280, abr. 2019.

LIJKLEMA, Lambertus. Interaction of Orthophosphate with Iron (III) and Aluminum Hydroxides. **Environmental Science & Technology**, Enschede, v. 14, n. 5, p.537-541, maio 1980.

LIU, Gang et al. Assessing the origin of bacteria in tap water and distribution system in an unchlorinated drinking water system by SourceTracker using microbial community fingerprints. **Water Research**, [s.l.], v. 138, p.86-96, jul. 2018.

LIU, Gang et al. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. **Water Research**, [s.l.], v. 116, p.135-148, jun. 2017.

LONDOÑO, Luis; SEGRERA, Johana; JARAMILLO, Margarita. Water Distribution System of Santa Marta city, Colombia. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.20-27, 2017.

MAIA, Daltamir Justino et al. Experimento sobre a Influência do pH na Corrosão do Ferro. **Química Nova na Escola**, [s.l.], v. 37, n. 1, p.71-75, 2015.

MALA-JETMAROVA, Helena; SULTANOVA, Nargiz; SAVIC, Dragan. Lost in optimisation of water distribution systems? A literature review of system operation. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 93, p.209-254, jul. 2017.

MAUL, A.; EL-SHAARAWI, A.h.; BLOCK, J.c.. Heterotrophic bacteria in water distribution systems. I. Spatial and temporal variation. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 44, n. 3, p.201-214, set. 1985.

MEYER, Sheila T.. O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p.99-110, 01 jan. 1994.

MI, Zilong et al. Impact of disinfection on drinking water biofilm bacterial community. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 37, p.200-205, nov. 2015.

MIRANDA, Andreza Costa et al. Surface water disinfection by chlorination and advanced oxidation processes: Inactivation of an antibiotic resistant E. coli strain and cytotoxicity evaluation. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 554-555, p.1-6, jun. 2016.

MOHAMMED, Thamer J.; SHAKIR, Eman. Effect of settling time, velocity gradient, and camp number on turbidity removal for oilfield produced water. **Egyptian Journal of Petroleum**, [s.l.], v. 27, n. 1, p.31-36, mar. 2018.

MONROE, Jacob; RAMSEY, Elizabeth; BERGLUND, Emily. Allocating countermeasures to defend water distribution systems against terrorist attack. **Reliability Engineering & System Safety**, [s.l.], p.1-15, fev. 2018.

MONTEIRO, L. et al. Modeling of Chlorine Decay in Drinking Water Supply Systems Using EPANET MSX. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 70, p.1192-1200, 2014.

MYMRIN, Vsévolod et al. Construction materials wastes use to neutralize hazardous municipal water treatment sludge. **Construction and Building Materials**, [s.l.], v. 204, p.800-808, abr. 2019.

NASERIZADE, Sareh S.; NIKOO, Mohammad Reza; MONTASERI, Hossein. A risk-based multi-objective model for optimal placement of sensors in water distribution system. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 557, p.147-159, fev. 2018.

NEJJARI, F. et al. Chlorine Decay Model Calibration and Comparison: Application to a Real Water Network. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 70, p.1221-1230, 2014.

NEODO, S. et al. On the electrolysis of dilute chloride solutions: Influence of the electrode material on Faradaic efficiency for active chlorine, chlorate and perchlorate. **Electrochimica Acta**, [s.l.], v. 80, p.282-291, out. 2012.

NIJSTEN, Geert-jan et al. Transboundary aquifers of Africa: Review of the current state of knowledge and progress towards sustainable development and management. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s.l.], v. 20, p.21-34, dez. 2018.

NILSSON, Rolf. Removal of metals by chemical treatment of municipal waste water. **Water Research**, Helsingborg, v. 5, n. 1, p.51-60, jul. 1971.

OLIVEIRA, Danieli Soares de; DONADEL, Clainer Bravin. Global velocity gradient evaluation: An innovative approach using CFD modeling applied to water and wastewater treatment plants. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 28, p.21-27, abr. 2019.

ON, Jiwon; PYO, Heesoo; MYUNG, Seung-woon. Effective and sensitive determination of eleven disinfection byproducts in drinking water by DLLME and GC-MS. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 639, p.208-216, out. 2018.

PADHI, R.k. et al. Comparative assessment of chlorine reactivity and trihalomethanes formation potential of three different water sources. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 29, p.100769-100780, jun. 2019.

PADHI, R.k.; SUBRAMANIAN, S.; SATPATHY, K.k.. Formation, distribution, and speciation of DBPs (THMs, HAAs,  $\text{ClO}^{2-}$ , and  $\text{ClO}^{3-}$ ) during treatment of different source water with chlorine and chlorine dioxide. **Chemosphere**, [s.l.], v. 218, p.540-550, mar. 2019.

PAUL, R.; KENWAY, S.; MUKHEIBIR, P.. How scale and technology influence the energy intensity of water recycling systems-An analytical review. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 215, p.1457-1480, abr. 2019.

PENG, Ching-yu; KORSHIN, Gregory V.. Speciation of trace inorganic contaminants in corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 17, p.5553-5563, nov. 2011.

PESTANA, Carlos J. et al. The effect of water treatment unit processes on cyanobacterial trichome integrity. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 659, p.1403-1414, abr. 2019.

PIVOKONSKY, Martin et al. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 643, p.1644-1651, dez. 2018.

PORIES, Lesley. Income-enabling, Not Consumptive: Association of Household Socio-economic Conditions with Safe Water and Sanitation. **Aquatic Procedia**, [s.l.], v. 6, p.74-86, ago. 2016.

POSTIGO, Cristina et al. Chemical characterization and relative toxicity assessment of disinfection byproduct mixtures in a large drinking water supply network. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], p.18-26, jul. 2018.

POTGIETER, Sarah et al. Long-term spatial and temporal microbial community dynamics in a large-scale drinking water distribution system with multiple disinfectant regimes. **Water Research**, [s.l.], v. 139, p.406-419, ago. 2018.

PRASAD, T.d.; DANSO-AMOAKO, E.. Influence of Chemical and Biological Parameters on Iron and Manganese Accumulation in Water Distribution Networks. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 70, p.1353-1361, 2014.

QIN, Songyan et al. Fe (II) and Mn (II) removal from drilled well water: A case study from a biological treatment unit in Harbin. **Desalination**, [s.l.], v. 245, n. 1-3, p.183-193, set. 2009.

QIN, Yiheng et al. Integrated water quality monitoring system with pH, free chlorine, and temperature sensors. **Sensors and Actuators B: Chemical**, [s.l.], v. 255, p.781-790, fev. 2018.

QIU, Wei et al. Variations regularity of microorganisms and corrosion of cast iron in water distribution system. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 74, p.177-185, dez. 2018.

RAMAVANDI, Bahman. Treatment of water turbidity and bacteria by using a coagulant extracted from *Plantago ovata*. **Water Resources and Industry**, [s.l.], v. 6, p.36-50, ago. 2014.

RICHARDSON, Susan D. et al. Identification of drinking water disinfection by-products from ozone, chlorine dioxide, chloramine, and chlorine. **Disinfection By-products in Drinking Water**, [s.l.], p.46-53, 1999.

RICHTER, Carlos A.. **Água: Métodos e Tecnologia de Tratamento**. 5. ed. São Paulo: Blucher, 2017. 340 p.

ROSS, Sheldon M.. Analysis of Variance. **Introductory Statistics**, [s.l.], p.489-518, 2017.

SADR-AL-SADATI, Syed Ali; GHAZIZADEH, Mohammadreza Jalili. The experimental and numerical study of water leakage from High-Density Polyethylene pipes at elevated temperatures. **Polymer Testing**, [s.l.], v. 74, p.274-280, abr. 2019.

SALEEM, Mussarat; BACHMANN, Robert Thomas. A contemporary review on plant-based coagulants for applications in water treatment. **Journal of Industrial And Engineering Chemistry**, [s.l.], v. 72, p.281-297, abr. 2019.

SALOMONS, Elad; OSTFELD, Avi. Water Age Clustering for Water Distribution Systems. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 186, p.470-474, 2017.

SAVARI, Sharath; SACHDEVA, Sonny; KUMAR, Anil. Electrolysis of sodium chloride using composite poly(styrene-co-divinylbenzene) cation exchange membranes. **Journal of Membrane Science**, [s.l.], v. 310, n. 1-2, p.246-261, 5 mar. 2008.

SCHOLZ, Miklas. Iron and Manganese Removal. **Wetlands for Water Pollution Control**, [s.l.], p.107-109, 2016.

SIM, Junyoung et al. Hydrogen peroxide production in a pilot-scale microbial electrolysis cell. **Biotechnology Reports**, [s.l.], v. 19, p.1-5, set. 2018.

SINGH, Ajit Pratap et al. Water quality assessment of a river basin under fuzzy multi-criteria framework. **International Journal of Water**, [s.l.], v. 9, n. 3, p.226-248, 2015.

SISWOYO, Eko et al. Development of a floating adsorbent for cadmium derived from modified drinking water treatment plant sludge. **Environmental Technology & Innovation**, [s.l.], v. 14, p.100312-100340, maio 2019.

SMIT, Roland et al. Long-term availability modelling of water treatment plants. **Journal of Water Process Engineering**, [s.l.], v. 28, p.203-213, abr. 2019.

SORIN, Perju; ALDEA, Alexandru; MĂDĂLIN, Mihailovici. Progresses in the operation and functioning of pumping stations for water and wastewater networks. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 209, p.172-179, 2017.

STEVENSON, Matthew; BRAVO, Cristián. Advanced turbidity prediction for operational water supply planning. **Decision Support Systems**, [s.l.], v. 119, p.72-84, abr. 2019.

STOIANOV, I.; AISOPOU, A.. Chlorine Decay under Steady and Unsteady-state Hydraulic Conditions. **Procedia Engineering**, [s.l.], v. 70, p.1592-1601, 2014.

SUN, Huifang et al. Effects of sulfate on heavy metal release from iron corrosion scales in drinking water distribution system. **Water Research**, [s.l.], v. 114, p.69-77, maio 2017.

SUN, Xuefeng et al. Research progress of disinfection and disinfection by-products in China. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 81, p.52-67, jul. 2019.

ŚWIETLIK, Joanna et al. Corrosion in drinking water pipes: The importance of green rusts. **Water Research**, [s.l.], v. 46, n. 1, p.1-10, jan. 2012.

TAKALA, Annina. Understanding sustainable development in Finnish water supply and sanitation services. **International Journal of Sustainable Built Environment**, [s.l.], v. 6, n. 2, p.501-512, dez. 2017.

TIAN, Yulu et al. Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 667, p.142-151, jun. 2019.

TORREGROSSA, Dario; CAPITANESCU, Florin. Optimization models to save energy and enlarge the operational life of water pumping systems. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 213, p.89-98, mar. 2019.

VERAS, Tatiane Barbosa et al. Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil.. **Chemosphere**, [s.l.], v. 222, p.961-969, maio 2019.

VRIES, D. et al. Iron and manganese removal: Recent advances in modelling treatment efficiency by rapid sand filtration. **Water Research**, [s.l.], v. 109, p.35-45, fev. 2017.

WANG, An-qi et al. Factors affecting the water odor caused by chloramines during drinking water disinfection. **Science of the total Environment**, [s.l.], v. 639, p.687-694, out. 2018.

WANG, Haibo; ZHU, Ying; HU, Chun. Impacts of bacteria and corrosion on removal of natural organic matter and disinfection byproducts in different drinking water distribution systems. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v. 117, p.52-59, fev. 2017.

WANG, Yun-hong et al. Quantifying chlorine-reactive substances to establish a chlorine decay model of reclaimed water using chemical chlorine demands. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 356, p.791-798, jan. 2019.

WEG. **Manual de Operação & Instalação**. Jaraguá do Sul: Weg, 2018.

WEIGERT, Wilmar; RATTMANN, Carlos Antonio. Utilização de orto-polifosfato no tratamento de água para eliminação de água suja (água vermelha) e redução de incrustações na rede de distribuição. **ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Curitiba, v. 1, n. 1, p.1491-1501, maio 1997.

XHAFA, Sokol; AVDULLAHU, Ilir; AHMETI, Muhamet. Automation Control on Water Supply Networks. **Ifac-papersonline**, [s.l.], v. 49, n. 29, p.175-179, 2016.

XING, Xueci et al. Effects of phosphate-enhanced ozone/biofiltration on formation of disinfection byproducts and occurrence of opportunistic pathogens in drinking water distribution systems. **Water Research**, [s.l.], v. 139, p.168-176, ago. 2018.

XU, Hang et al. Removal of aluminum from drinking water treatment sludge using vacuum electrokinetic technology. **Chemosphere**, [s.l.], v. 173, p.404-410, abr. 2017.

XU, Hui et al. Study on the effects of organic matter characteristics on the residual aluminum and flocs in coagulation processes. **Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 63, p.307-317, jan. 2018a.

XU, Jianeng et al. Role of drinking water biofilms on residual chlorine decay and trihalomethane formation: An experimental and modeling study. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 642, p.516-525, nov. 2018b.

XUE, Runmiao et al. Evaluation of thirteen haloacetic acids and ten trihalomethanes formation by peracetic acid and chlorine drinking water disinfection. **Chemosphere**, [s.l.], v. 189, p.349-356, dez. 2017.

YANG, Zhong Lian et al. Effect of pH on the coagulation performance of Al-based coagulants and residual aluminum speciation during the treatment of humic acid-kaolin synthetic water. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 178, n. 1-3, p.596-603, jun. 2010.

YOUNG, Tessoro R. et al. Characterization of disinfection byproduct formation and associated changes to dissolved organic matter during solar photolysis of free available chlorine. **Water Research**, [s.l.], v. 146, p.318-327, dez. 2018.

YUAN, Zhiguo et al. Sweating the assets – The role of instrumentation, control and automation in urban water systems. **Water Research**, [s.l.], v. 155, p.381-402, maio 2019.

ZHAI, Hongyan et al. Disinfection byproduct formation in drinking water sources: A case study of Yuqiao reservoir. **Chemosphere**, [S.l.], v. 181, p.224-231, ago. 2017.

ZHOU, Xiaoling et al. Factors influencing DBPs occurrence in tap water of Jinhua Region in Zhejiang Province, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s.l.], v. 171, p.813-822, abr. 2019.